

**Descomposición de residuos, dinámica del fósforo y evolución de variables físicas de suelo en la secuencia soja / cultivos de cobertura en el Oeste de la Región Pampeana**

*Tesis presentada para optar al título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires, Área Ciencias Agropecuarias*

**María Florencia Varela**

Lic. en Química - Universidad Nacional de La Pampa - 2007

Lugar de trabajo: Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires



**FAUBA**

Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano  
Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires



## COMITÉ CONSEJERO

Director de tesis

**Gerardo Rubio**

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)

Doctor en Ciencias Agropecuarias (Universidad de Buenos Aires)

Co-director

**Miguel Ángel Taboada**

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)

Magister Scientiae (Universidad de Buenos Aires)

Doctor en funcionamiento de los ecosistemas y agrosistemas (L'Institut  
National Polytechnique de Toulouse)

Consejero de Estudios

**Flavio Hernán Gutierrez Boem**

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)

Doctor en Ciencias del Suelo (University of Kentucky, USA)

## JURADO DE TESIS

Director de tesis

**Gerardo Rubio**

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)

Doctor en Ciencias Agropecuarias (Universidad de Buenos Aires)

JURADO

**Hernán Echeverría**

Ingeniero Agrónomo (Universidad Nacional de Mar del Plata)

Magister Scientiae en Producción Vegetal (Universidad Nacional de Mar del  
Plata)

JURADO

**Hernán Sainz Rozas**

Ingeniero Agrónomo (Universidad del Centro de la Pcia. de Buenos Aires)

Doctor en Ciencias Agrarias (Universidad Nacional de Mar del Plata)

JURADO

**María Bonita Villamil**

Ingeniera Agrónoma (Universidad Nacional del Sur)

Doctor of Philosophy (University of Illinois)

Fecha de defensa de la tesis: 22 de JUNIO de 2016

## **DEDICATORIA**

A Juan, quien con todo su amor y su paciencia infinita me acompañó y me dio su apoyo en estos años. También a mi familia, especialmente a mis padres, Gustavo y Elcira, que velaron porque cada uno de sus hijos tuviera la posibilidad de estudiar en la universidad.

## AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mis directores, Gerardo y Miguel, por confiar en mí desde el primer día, por darme la posibilidad de hacer esto que tanto me gusta, por darme libertad y a la vez guiarme en todo este trabajo. También a Flavio, por su ayuda y sus consejos permanentes. ¡Gracias por ser tres grandes maestros, por abrirme las puertas de sus laboratorios e integrarme a sus grupos de trabajo!

A todo el personal de la EEA INTA General Villegas, especialmente a Carlitos Scianca, Mirian Barraco, Cristian Alvarez y Andrea Lardone, por estar siempre dispuestos a colaborar desde el campo con la gestión del ensayo de cultivos de cobertura.

A todos los que participaron desinteresadamente de los muestreos a campo, especialmente a Ma. Julia Cabello, Patricia Fernández, Pilar Muschietti, Oscar Alonso y Patrick Massat con quienes compartimos largas jornadas de trabajo bajo el sol y el viento del oeste pampeano. A Néstor Iglesias y Jorge Farías, también grandes colaboradores en el campo. También a Carla Mosca y Román Heiler, quienes además confiaron en mí para realizar sus trabajos de intensificación.

A mis compañeros y amigos de ruta en la realización del Doctorado: Pilar Muschietti, Agustina Branzini, Ma. Julia Cabello, Patricia Fernández, Daniela Russi, Vanina Cosentino, Oscar Alonso, Néstor Gómez, Mariana Fernández, María Marta Caffaro, Carolina Bustingorri, Ma. Rosa Mendoza, Josefina Depaepe, Esteban Mosso, Santiago Figueiro, por compartir mucho más que una oficina o un laboratorio ¡qué bueno que nuestros caminos se hayan cruzado!

A Raúl Lavado y a Roberto Álvarez, por darme la posibilidad de integrarme a la cátedra de Fertilidad de la FAUBA mientras realizaba el doctorado, y a todos los docentes de esa cátedra que fueron de gran ayuda en este período de formación. También a los no docentes, especialmente Daniela Noicoff, Alicia Ponce y Tito Giuliano, por su compañía, su apoyo y su colaboración en cada momento.

A Adriana Gili, porque cuando recurrí a ella no dudó en brindarme desinteresadamente todo su conocimiento y ser mi guía en el uso de R.

A toda mi familia, porque colaboró con todo lo que estuvo a su alcance, y a mis amigas de la vida, ¡porque están presentes siempre!

A Juan, que incondicionalmente estuvo a mi lado desde el primer momento, por darme todo su apoyo, ayudarme en los momentos difíciles y brindarme siempre palabras de aliento.

¡A todos, muchísimas gracias, porque sin toda esta ayuda no hubiera sido posible!

## DECLARACIÓN

*Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución.*

María Florencia Varela

## **PUBLICACIONES DERIVADAS DE LA TESIS**

Varela, M. F., Scianca, C. M., Taboada, M. A., Rubio, G. 2014. Cover crop effects on soybean residue decomposition and P release in no-tillage systems of Argentina. *Soil and Tillage Research*, 143: 59-66.

Varela, M. F., Barraco, M., Gili, A., Taboada, M. A., Rubio, G. Biomass decomposition and phosphorus release from residues of cover crops under no-tillage. *Agronomy Journal* (en revisión).

\* El manuscrito relacionado con los resultados experimentales del capítulo 4 se encuentran en preparación y será enviado para su publicación a la revista *Soil and Tillage Research*.

## ÍNDICE GENERAL

DEDICATORIA .....	iii
AGRADECIMIENTOS .....	iv
PUBLICACIONES DERIVADAS DE LA TESIS .....	vi
ÍNDICE GENERAL.....	vii
ÍNDICE DE CUADROS.....	ix
ÍNDICE DE FIGURAS.....	x
ABREVIATURAS.....	xv
RESUMEN.....	xvi
ABSTRACT.....	xvii
 CAPÍTULO 1. Introducción general .....	 1
1.1 Los residuos de los cultivos y el carbono orgánico de los suelos .....	2
1.1.1. Cultivos de cobertura.....	2
1.2. Cultivos de cobertura en el Oeste de la Región Pampeana Argentina.....	5
1.3. Objetivo general.....	8
 CAPÍTULO 2 Descomposición y liberación de fósforo desde los residuos de los cultivos de cobertura .....	 10
2.1 Introducción.....	11
2.2 Materiales y métodos.....	14
2.2.1 Sitio experimental y diseño de experimentos.....	14
2.2.2 Composición inicial de los residuos de CC .....	16
2.2.3. Descomposición de residuos y liberación de P .....	17
2.2.4. Análisis estadísticos .....	18
2.3. Resultados .....	22
2.3.1. Características del suelo al inicio de los experimentos de descomposición. ....	22
2.3.2. Condiciones climáticas.....	23
2.3.3. Producción de biomasa aérea y composición inicial de residuos de CC .....	25
2.3.4. Descomposición de residuos de CC.....	26
2.3.5. Fósforo en los residuos de los CC.....	29
2.3.6. Cambios en el contenido de Pt durante la descomposición .....	30
2.3.7. Cambios en el contenido de Pi durante la descomposición .....	30
2.3.8. Cambios en el contenido de Po durante la descomposición .....	30
2.3.9. Comparación de $k$ y plateau correspondientes a la descomposición de biomasa y a la liberación de las fracciones de P .....	31
2.4. Discusión .....	32
2.4.1. Aporte y descomposición de residuos de los CC .....	32
2.4.2. Liberación de P desde los residuos de CC .....	34
2.4.3. Liberación de P durante el desarrollo del cultivo de soja .....	38
2.5. Conclusiones .....	39
 CAPÍTULO 3 Efecto de los cultivos de cobertura sobre la descomposición y liberación de fósforo de residuos de soja .....	 41
3.1. Introducción.....	42
3.2. Materiales y métodos.....	43

3.2.1. Sitio de estudio y diseño de experimentos .....	43
3.2.2. Composición inicial de residuos de soja .....	44
3.2.3. Descomposición de residuos de soja y liberación de P .....	44
3.2.4. Temperatura, contenido hídrico, biomasa y actividad microbiana de suelos y rastros .....	45
3.2.5. Análisis estadísticos .....	46
3.3. Resultados .....	47
3.3.1. Condiciones ambientales y composición inicial de los residuos de soja .....	47
3.3.2. Descomposición de residuos de soja y liberación de P .....	50
3.3.3. Temperatura, contenido hídrico, biomasa y actividad microbiana de suelos y rastros .....	52
3.4. Discusión .....	56
3.5. Conclusiones .....	59
 CAPÍTULO 4 Fracciones orgánicas y propiedades físicas del suelo en distintos momentos de la secuencia soja / gramíneas de cobertura .....	61
4.1 Introducción .....	62
4.2 Materiales y métodos .....	64
4.2.1 Sitio experimental y diseño de experimentos .....	64
4.2.2. Determinación de biomasa de rastros .....	66
4.2.3. Determinación de las propiedades físicas de suelo .....	66
4.2.4. Determinación de raíces de los CC .....	67
4.2.5. Determinación de fracciones orgánicas del suelo .....	67
4.2.4. Análisis estadísticos .....	68
4.3. Resultados .....	70
4.3.1. Biomasa de residuos sobre el suelo .....	70
4.3.2. Propiedades físicas del suelo .....	71
4.3.3. Raíces de los CC .....	80
4.3.4. Fracciones orgánicas del suelo .....	80
4.4. Discusión .....	81
4.5. Conclusiones .....	87
 CAPÍTULO 5. Discusión general .....	88
5.1. Análisis de hipótesis, objetivos y principales resultados .....	89
5.2. Relación entre los resultados de los distintos capítulos de la tesis .....	92
5.3. Aportes originales .....	95
5.4. Futuras líneas de investigación que surgen a partir de este trabajo .....	97
 CAPÍTULO 6. Bibliografía .....	99
 Apéndice I .....	118
Ajustes de modelos de decaimiento exponencial y comparación entre tratamientos mediante la utilización del Software R .....	118
 Apéndice II .....	122
Ajustes de modelos de decaimiento exponencial para los residuos de CC utilizando días de descomposición como escala temporal .....	122
Ajustes de modelos de decaimiento exponencial para los residuos de soja utilizando días calendario como escala temporal .....	124



## ÍNDICE DE CUADROS

<b>Cuadro 2.1.</b> Composición química de los residuos de los cultivos de cobertura al momento del secado de los mismos en el año 2009 y 2010.....	26
<b>Cuadro 2.2.</b> Coeficiente de determinación (Pseudo $R^2$ ) para las funciones de decaimiento exponencial ajustadas a la descomposición y liberación de distintas fracciones de P (P total, Pt, P inorgánico, Pi, P orgánico, Po) de residuos de cultivos de cobertura con distintas escalas temporales .....	27
<b>Cuadro 2.3.</b> Parámetros de las funciones de decaimiento exponencial ajustados a la biomasa, P total (Pt), P inorgánico (Pi) y P orgánico (Po) remanente de los residuos de los cultivos de cobertura en 2009/10 y 2010/11. El modelo completo muestra un parámetro para cada especie de cultivo de cobertura y el modelo reducido, los parámetros compartidos entre especies luego de comparar los modelos mediante test F ( $\alpha = 0,05$ ). Se indica el valor del Pseudo- $R^2$ para el modelo reducido. ....	29
<b>Cuadro 3.1.</b> Composición química inicial de los residuos de soja en 2009 y 2010.....	50
<b>Cuadro 3.2.</b> Coeficiente de determinación (Pseudo $R^2$ ) para las funciones de decaimiento exponencial ajustadas a la descomposición y liberación de P tota (Pt) de residuos de soja con distintas escalas temporales . ....	50
<b>Cuadro 3.3.</b> Comparación de medias para la interacción “Tratamiento*Profundidad*Tiempo” de la temperatura medida en suelo y rastrojos....	55
<b>Cuadro 3.4.</b> Comparación de medias para la interacción “Tratamiento*Profundidad” del contenido hídrico, biomasa microbiana y actividad microbiana medidas en suelo y rastrojos.....	56
 <b>Cuadro (Apéndice II) 1.</b> Parámetros de las funciones de decaimiento exponencial ajustados a la biomasa, P total (Pt), P soluble inorgánico (Pi) y P orgánico (Po) remanente de los residuos de los cultivos de cobertura en el períodos 2010/11. El modelo completo muestra un parámetro para cada especie de cultivo de cobertura y el modelo reducido, los parámetros compartidos entre especies luego de comparar los modelos mediante test F ( $\alpha = 0,05$ ). Se indica el valor del Pseudo- $R^2$ para el modelo reducido.....	123

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.1.</b> Esquema de las principales preguntas a responder con el trabajo de tesis. La figura representa la secuencia de cultivos: Soja- cultivos de cobertura (CC).....	4
<b>Figura 1.2.</b> Localización del sitio de estudio (General Villegas) en el Oeste de la Región Pampeana. Las líneas punteadas muestran los límites de las subregiones de la Región Pampeana de acuerdo a Soriano et al. (1991): A, Pampa Ondulada; B, Pampa Interior llana; C: Pampa Interior Oeste; D: Pampa deprimida. Los nombres en mayúsculas corresponden a las provincias y las líneas con guiones indican los límites provinciales. El cuadro superior derecho muestra la localización del área dentro de Sudamérica. Adaptado de Díaz Zorita et al. 2002. ....	6
<b>Figura 2.1.</b> Diagrama conceptual del flujo de carbono y nutrientes en un agroecosistema luego de la adición de residuos de cultivos. Adaptado de Bhupinderpal-Singh y Zed Rengel (2007). ....	11
<b>Figura 2.2.</b> Funciones de decaimiento exponencial utilizadas para explicar la descomposición de los residuos de los cultivos. Las flechas dentro de los gráficos indican el gradiente de incremento de las variables de dichas funciones: $k$ (tasa relativa de descomposición) y $b$ (plateau).....	13
<b>Figura 2.3.</b> Escala temporal de los experimentos con cultivos de cobertura (CC) en el sitio de estudio. ....	15
<b>Figura 2.4.</b> Esquema de los experimentos de descomposición de residuos de cultivos de cobertura (CC) en la secuencia CC-Soja en las parcelas experimentales. La descomposición de los residuos se determinó durante 11 meses, en dos años consecutivos (2009/10 y 2010/11). ....	18
<b>Figura 2.5.</b> Perfiles de pH, carbono orgánico (CO) y P disponible del suelo luego de cuatro años de tratamientos con y sin cultivos de cobertura. Los puntos muestran los valores experimentales medios ( $n = 4$ ) y las barras horizontales el error estándar. Debajo de cada gráfico se indica la tabla de resultados de las pruebas de hipótesis según el modelo mixto planteado, y dentro de cada gráfico se representan asteriscos en las profundidades en las que se hallaron diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ( $\alpha = 0,05$ ). ....	23
<b>Figura 2.6.</b> Precipitaciones acumuladas (barras) y temperaturas medias (puntos) mensuales para los períodos de desarrollo de los cultivos de cobertura (CC) en 2009 y 2010, y de descomposición de sus residuos en 2009/10 y 2010/11. Para cada período se indican las precipitaciones y los grados día (GD) acumulados. Para los períodos de descomposición se indican además, los días de descomposición (DD) acumulados.....	24
<b>Figura 2.7.</b> Acumulación de grados días (A) y días de descomposición (B) para los períodos 2009/10 y 2010/11 de descomposición de los residuos de los cultivos de cobertura.....	25
<b>Figura 2.8.</b> Evolución de la biomasa, P total (Pt), P inorgánico (Pi) y P orgánico (Po) de los cultivos de cobertura en función de los días calendario durante los períodos de descomposición 2009/10 y 2010/11. Los puntos muestran los datos experimentales medios ( $n = 4$ ), las barras verticales el error estándar, y las líneas los modelos de	

decaimiento exponencial. Dentro de cada gráfico se muestra un sub-gráfico con los datos, expresados en  $\text{kg ha}^{-1}$ , de biomasa, P total, P inorgánico y P orgánico presentes inicialmente en las parcelas para avena (A), centeno (C) y raigrás (R). Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ( $\alpha = 0,05$ ).....28

**Figura 2.9.** Tasas relativas de descomposición ( $k$ ) y plateau estimados para la biomasa de residuos, P total (Pt), P orgánico (Po) y P inorgánico (Pi) de los residuos de los cultivos de cobertura, calculados utilizando días calendario como escala temporal, durante los períodos de descomposición 2009/10 y 2010/11. Los parámetros que se comparten entre especies se indican al lado de cada punto. Los puntos representan los valores estimados de  $k$  o del plateau por el modelo reducido de decaimiento exponencial y las barras verticales, el intervalo de confianza (95%) de cada estimación. ....32

**Figura 2.10.** Representación esquemática de las fracciones conceptuales de P y vectores. “Pi del residuo” representa los fosfatos solubles en agua y “Po del residuo” representa la fracción de P unida orgánicamente, dentro de los “Residuos de los cultivos”. “Pi del suelo” representa todo el Pi que está asociado con los componentes minerales del suelo que es potencialmente intercambiable con la solución del suelo. “ $k_{Pi}$ ” y “ $k_{Po}$ ” representan las tasas de liberación del “Pi del residuo” y “Po del residuo”, respectivamente. “ $M_{Pm}$ ” representa la cantidad de Pi asimilada por la “Biomasa microbiana” cuando hay una proliferación de la misma en respuesta a la disponibilidad de sustratos carbonados desde los “Residuos de los cultivos”, mientras que “ $M_{Pi}$ ” representa la absorción de “Pi del suelo” por la “Biomasa Microbiana” estimulada cuando el P liberado desde los residuos de los cultivos es menor que “ $M_{Pm}$ ”. “ $k_{Pm}$ ” representa la tasa de liberación del Pi desde la “Biomasa Microbiana” en el proceso de decaimiento provocado por la disminución de sustratos carbonados desde los “Residuos de los cultivos”. Reproducido de Damon et al. (2014). ....37

**Figura 3.1.** Esquema representativo de los tratamientos [inferior: con cultivos de cobertura (CC); superior: monocultivo de soja]. La descomposición de rastrojos de soja se llevó a cabo desde el momento de siembra de los CC (o inicio de barbecho) hasta la fecha de secado de los CC.....45

**Figura 3.2.** Precipitaciones acumuladas (barras) y temperaturas medias (puntos) mensuales para los períodos de desarrollo de del cultivo de soja en 2008/09 y 2009/10, y de descomposición de sus residuos en 2009 y 2010. Para cada período se indican las precipitaciones y los grados día (GD) acumulados. Para los períodos de descomposición se indican además, los días de descomposición (DD) acumulados. ....48

**Figura 3.3.** Acumulación de grados día (A) y de días de descomposición (B) para los períodos de descomposición de rastrojos de soja en los años 2009, 2010 y 2011.....49

**Figura 3.4.** Biomasa remanente (% de peso seco inicial libre de cenizas) de los residuos de soja en los tratamientos con y sin cultivos de cobertura en función de los días de descomposición, para los períodos 2009 y 2010. Cada punto representa el valor experimental medio ( $n = 4$ ), las barras verticales indican el error estándar de la media y las curvas muestran los modelos de decaimiento exponencial ajustados. ....51

**Figura 3.5.** Fósforo remanente (% de peso seco inicial libre de cenizas) de los residuos de soja en los tratamientos con y sin cultivos de cobertura, en función de los días de descomposición, para los períodos 2009 y 2010. Cada punto representa el valor experimental medio ( $n = 4$ ) y las barras verticales indican el error estándar de la media. Las curvas muestran los modelos de decaimiento exponencial ajustados. ....52

**Figura 3.6.** Temperatura, contenido hídrico, biomasa y actividad microbiana de suelo y de residuos en función de los días de descomposición. Los puntos representan los valores experimentales medios ( $n = 4$ ) y las barras verticales representan el error estándar de la media. Se muestra la tabla de las pruebas de hipótesis según el modelo mixto planteado (ns indica efecto no significativo). Los asteriscos señalan los momentos en los que hay diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos, para los casos con interacción significativa “Tratamiento\*tiempo”, o “Tratamiento\*tiempo\*Profundidad”.....54

**Figura 4.1.** Precipitaciones acumuladas (barras) y temperaturas medias (puntos) mensuales para los períodos de desarrollo de cada cultivo en la secuencia soja-cultivos de cobertura (CC). Las propiedades físicas y las fracciones orgánicas del suelo se cuantificaron en todos los tratamientos (con y sin CC) en las fechas indicadas en la parte inferior..... 65

**Figura 4.2.** Precipitaciones (mm) por evento de lluvia ocurridas durante los períodos de crecimiento de los cultivos de cobertura (CC, 2009 y 2010) y soja (2009/10 y 2010/11). Los puntos indican las precipitaciones ocurridas en cada evento y la línea horizontal, la media por evento de cada período. Se indican las precipitaciones acumuladas y el número de eventos de lluvia ( $n$ ) en cada período..... 66

**Figura 4.3.** Biomasa de residuos sobre el suelo a la siembra de soja y de los cultivos de cobertura (CC) en los dos años experimentales en los tratamientos con y sin CC. Los puntos indican los valores experimentales medios y las barras verticales el error estándar ( $n = 4$ ). Se muestra la tabla de las pruebas de hipótesis según el modelo mixto planteado (ns indica efecto no significativo), y las comparaciones de medias (letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas,  $\alpha = 0,05$ )..... 71

**Figura 4.4.** Tasa de infiltración a la siembra de los cultivos de cobertura (CC) y de Soja en los dos años experimentales en los tratamientos con y sin CC. Los puntos indican los valores experimentales medios y las barras verticales el error estándar ( $n = 4$ ). Se muestra la tabla de las pruebas de hipótesis según el modelo mixto planteado (ns indica efecto no significativo), y las comparaciones de medias (letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas,  $\alpha = 0,05$ )..... 72

**Figura 4.5.** Densidad aparente a la siembra de los cultivos de cobertura (CC) y de Soja en los dos años experimentales en los tratamientos con y sin CC. Los puntos indican los valores experimentales medios y las barras verticales el error estándar ( $n = 4$ ). Se muestra la tabla de las pruebas de hipótesis según el modelo mixto planteado (ns indica efecto no significativo), y las comparaciones de medias (letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas,  $\alpha = 0,05$ )..... 73

**Figura 4.6.** Macroporos a la siembra de los cultivos de cobertura (CC) y de Soja en los dos años experimentales en los tratamientos con y sin CC. Los puntos indican los valores experimentales medios y las barras verticales el error estándar ( $n = 4$ ). Se muestra la tabla de las pruebas de hipótesis según el modelo mixto planteado (ns indica efecto no significativo) y las comparaciones de medias (letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas,  $\alpha = 0,05$ )..... 75

**Figura 4.7.** Mesoporos (50-10 $\mu$ m) a la siembra de los cultivos de cobertura (CC) y de Soja en los dos años experimentales en los tratamientos con y sin CC. Los puntos indican los valores experimentales medios y las barras verticales el error estándar ( $n = 4$ ). Se muestra la tabla de las pruebas de hipótesis según el modelo mixto planteado (ns

indica efecto no significativo), y las comparaciones de medias (letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas,  $\alpha = 0,05$ )..... 76

**Figura 4.8.** Poros  $< 10\mu\text{m}$  a la siembra de soja y de los cultivos de cobertura (CC) en los dos años experimentales en los tratamientos con y sin CC. Los puntos indican los valores experimentales medios y las barras verticales el error estándar ( $n = 4$ ). Se muestra la tabla de las pruebas de hipótesis según el modelo mixto planteado (ns indica efecto no significativo), y las comparaciones de medias. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ( $\alpha = 0,05$ ) ..... 77

**Figura 4.9.** Estabilidad de agregados (expresada como diámetro medio ponderado, DMP) a la siembra de soja y de los cultivos de cobertura (CC) en los dos años experimentales en los tratamientos con y sin CC. Los puntos indican los valores experimentales medios y las barras verticales el error estándar ( $n = 4$ ). Se muestra la tabla de las pruebas de hipótesis según el modelo mixto planteado y las comparaciones de medias. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ( $\alpha = 0,05$ ) ..... 79

**Figura 4.10.** Evaluación de las raíces de los cultivos de cobertura: (A) Densidad de masa de raíces; (B) Densidad de largo de raíces; (C) Longitud específica de raíces; (D) Densidad de volumen de raíces y (E) Distribución del largo de raíces en rangos de diámetro. Las barras indican los valores experimentales medios y el error estándar ( $n = 4$ ). Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre especies ( $\alpha = 0,05$ ) ..... 80

**Figura 4.11.** Fraccionamiento del carbono orgánico (CO) del suelo en CO estabilizado y particulado (A) y de las proteínas del suelo relacionadas a las glomalininas (PSRG) en PSRG-estabilizadas y PSRG-fácilmente extractables (B) para los tratamientos con y sin CC de en la profundidad 0-15 cm. Se muestran como referencia, los datos de CO y Glomalininas totales provenientes de una pastura (Miriam Barraco, comunicación personal). Las barras muestran los valores experimentales medios y el error estándar de la media ( $n = 4$ ). ..... 81

**Figura 4.12.** Esquema de la discusión de los resultados del capítulo 4. .... 82

**Figura 5.1.** Esquema de los principales resultados de la tesis acerca de la producción de biomasa de soja y de cultivos de cobertura (CC) y su dinámica de descomposición (A); y la cantidad de fósforo (P) inicial en los residuos de soja y de CC y su dinámica de liberación (B). En los esquemas de descomposición y liberación del P desde los residuos de soja se indican los efectos promedio de los CC en comparación con el monocultivo de soja. En el esquema B se muestran las tendencias promedio de liberación de  $P_i$  de los tratamientos avena y centeno, puesto que raigrás presentó comportamientos muy distintos en los dos años evaluados (Fig. 2.8). ..... 90

**Figura 5.2.** Esquema conceptual de los efectos del momento de muestreo sobre la estabilidad de agregados frente a la inmersión rápida (barras superiores naranja) y la tasa de infiltración (barras inferiores azules) de los tratamientos con y sin CC. En el esquema superior se muestran los valores de la estabilidad promedio entre los tres CC, y la tasa de infiltración promedio de los tratamientos avena y raigrás (que se diferenciaron de centeno y monocultivo de soja). ..... 92

**Figura 5.3.** Esquema conceptual de las relaciones entre los principales resultados hallados en los distintos capítulos de la tesis. .... 93

**Figura (Apéndice II) 1.** Evolución de la biomasa remanente de las distintas especies de cultivos de cobertura en función de los días de descomposición durante los períodos de descomposición 2009/10 y 2010/11. Los puntos muestran los datos experimentales (promedio,  $n = 4$ ), las barras verticales el error estándar, y las líneas el modelo de decaimiento exponencial ajustado para cada set de datos..... 122

**Figura (Apéndice II) 2.** Tasas relativas de descomposición ( $k$ ) y plateau estimados para la biomasa, P total ( $P_t$ ), P orgánico ( $P_o$ ) y P inorgánico soluble ( $P_i$ ) de los residuos de los cultivos de cobertura calculados utilizando días de descomposición como escala temporal, durante el período de descomposición 2010/11. Los parámetros que se comparten entre especies se indican al lado de cada punto. Los puntos representan los valores estimados de  $k$  o del plateau por el modelo reducido de decaimiento exponencial y las barras verticales, el intervalo de confianza (95%) de cada estimación ..... 124

**Figura (Apéndice II) 3.** Evolución de la biomasa y el P remanente de soja en los tratamientos con y sin cultivos de cobertura en función de los días calendario, durante los períodos de descomposición 2009 y 2010. Los puntos muestran los datos experimentales (promedio,  $n = 4$ ), las barras verticales el error estándar, y las líneas el modelo de decaimiento exponencial ajustado para cada set de datos. .... 125

## ABREVIATURAS

CC: cultivo/s de cobertura

CO: carbono orgánico

CT: coeficiente de temperatura

D: diámetro

DA: densidad aparente

e.g.: por ejemplo

i.e.: es decir

ns: no significativo

Pi: fósforo inorgánico soluble

Po: fósforo orgánico

T<sub>media</sub>: temperatura media diaria

T<sub>opt</sub>: temperatura óptima

### Símbolos químicos

C: Carbono

N: Nitrógeno

P: Fósforo

### Simbología matemática

exp: indica función exponencial con base e.

## RESUMEN

Los cultivos de cobertura (CC) constituyen una práctica conservacionista actualmente revalorizada a nivel local e internacional. En la Región Pampeana surgen como una alternativa para compensar, al menos parcialmente, los efectos negativos del monocultivo de soja. En siembra directa aún se desconocen los efectos de esta práctica sobre algunas propiedades y procesos físico-químicos y biológicos del suelo. En esta tesis se llevaron a cabo experimentos de campo en el Oeste de la Región Pampeana para evaluar la descomposición de biomasa y liberación de distintas fracciones de fósforo (P) desde los residuos y las propiedades físicas de suelo en distintos momentos de la secuencia Soja/CC. Los CC incrementaron el carbono orgánico, la actividad y biomasa microbiana (13-53%) de la capa superficial del suelo y estimularon la descomposición de residuos de soja (7,3%). Los residuos de los CC liberaron cantidades agronómicamente significativas de P ( $5-16 \text{ kg ha}^{-1}$ ) durante el período de crecimiento de soja, a la vez que mantuvieron elevados niveles de cobertura ( $1200 - 4500 \text{ kg ha}^{-1}$ ). Una parte importante del P liberado inicialmente (53-100%) proviene de la fracción inorgánica, cuya liberación estaría parcialmente desacoplada del proceso de descomposición. Las tasas empíricas de liberación de las fracciones de P podrían ser incorporadas en modelos de predicción de la contribución del P de los residuos a la disponibilidad del P del suelo. Los CC cuyas raíces fueron más gruesas incrementaron la macroporosidad y la tasa de infiltración del suelo. Las propiedades físicas presentaron variaciones temporales independientemente del efecto de los tratamientos. La cantidad y calidad de los residuos aéreos, así como las características del sistema radical de cada especie de CC regularían su efectividad en el mantenimiento de la cobertura y el mejoramiento de las propiedades físicas del suelo, que, en última instancia, contribuyen a la conservación del recurso.

**Palabras clave:** monocultivo de soja, avena, centeno, raigrás, raíces, cobertura del suelo, ciclado de nutrientes, fósforo inorgánico, carbono orgánico del suelo, Región Semiárida.



## ABSTRACT

Cover crops (CC) are a conservation practice currently reinvigorated both locally and internationally. In the Pampas, the inclusion of CC in the rotations arises as an alternative to compensate, at least partially, the negative effects of soybean monoculture. Cover crops effects on some chemical, biological and physical properties and processes of the soil in no-tillage systems have been scarcely studied. The biomass decomposition and release of different phosphorus (P) pools from crop residues and the temporal variations in the physical properties of the soil in the soybean / CC agricultural system were evaluated in this thesis through a field experiment done in West of Buenos Aires Province. Cover crops increased soil organic carbon, the microbial biomass and activity (13-53%) of the topsoil and stimulated soybean residue decomposition (7.3%). Residues of CC released agronomically significant amounts of P (5-16 kg ha<sup>-1</sup>) during the growth of summer crop (soybean), while coverage levels remained high (1200 to 4500 kg ha<sup>-1</sup>). A high proportion of the P initially released (53-100%) was soluble inorganic P, and their release would be partially decoupled from the decomposition process. The empirical rates obtained from P pools released from residues would be incorporated to models on the contribution of crop residues P to soil P availability. Species of CC with large diameter roots increased soil macroporosity and infiltration rate, and decreased soil bulk density. Soil physical properties showed temporal changes independently of the effect of treatments. Both the input and chemical composition of the residues and the characteristics of CC root system regulate the effectiveness of the CC in maintaining soil coverage and improving the soil physical properties, which ultimately, contribute to conservation of the soil resource.

**Key words:** soybean monoculture; oat, rye, ryegrass, roots, soil coverage, nutrient cycling, inorganic phosphorus, soil organic carbon, Semiarid Pampas.

# **CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL**

## **1.1 Los residuos de los cultivos y el carbono orgánico de los suelos**

El suelo resulta un recurso natural básico para las actividades del hombre puesto que suministra alimentos, forrajes, combustibles y fibras, lo cual lo posiciona como sostén de la seguridad alimentaria (Blanco-Canqui y Lal 2010). La medida en que un suelo mantiene estos suministros es proporcional a su capacidad para mantener el crecimiento de las plantas, es decir, a su fertilidad (Bhupinderpal-Singh y Rengel 2007). La disminución de la fertilidad de un suelo implica una restricción a su productividad, por lo que la adopción de prácticas que conduzcan a realzarla generará retornos ya sea en el corto o en el largo plazo (Syers 1997).

Debido a su múltiple acción en el funcionamiento del suelo, el contenido de carbono orgánico (CO) es uno de los parámetros más universales para definir su fertilidad. El CO regula procesos físicos, químicos y biológicos del suelo. La cantidad y calidad (tipo de fracciones) bajo las que se acumula el CO en el suelo depende de diversos factores, entre ellos el clima, el material original, la vegetación y el tipo de uso de la tierra (Loveland y Webb 2003, Álvarez 2005). Este último aspecto es particularmente importante, puesto que si las prácticas de manejo son inadecuadas pueden provocar disminuciones significativas del CO que comprometan la capacidad productiva de los suelos, sea por el deterioro de las propiedades físicas y/o por restricciones a los mecanismos de ciclado de nutrientes. En este sentido, el mantenimiento y/o incremento de los tenores orgánicos de los suelos a través de prácticas apropiadas de manejo sigue siendo uno de los objetivos centrales de los estudios de conservación de suelos (Loveland y Webb 2003, Whitbread et al. 2003, Puget y Lal 2005, Abiven et al. 2009, Lal 2012, Blanco-Canqui y Benjamín 2013).

Los residuos de los cultivos (o rastrojos) poseen un rol significativo en la conservación de la capacidad productiva de los suelos bajo agricultura, puesto que son su principal fuente de CO. El manejo pos-cosecha de los rastrojos y el sistema de labranza condicionan el ciclado de la materia orgánica del agrosistema (Díaz Zorita 1999, Kumar y Goh 2000, Álvarez 2005, Puget y Lal 2005, Yadvinder-Singh et al. 2005, Galantini y Suñer 2008). Por un lado, luego de la cosecha los residuos pueden tener distintos destinos: mantenerse en la superficie del suelo, incorporarse al suelo mediante una labranza, quemarse, o removerse total o parcialmente. Por otra parte, las opciones de labranza varían desde la no labranza o siembra directa (labranza cero), cincel o disco (labranza mínima), hasta la remoción total mediante arado (labranza convencional), que implica la incorporación de los residuos al seno del suelo (Salinas-García et al. 2001, Heenan et al. 2004, Álvarez 2005). El mantenimiento de una cantidad suficiente de residuos de cultivos en la superficie del suelo (al menos 30% de cobertura) conjuntamente con siembra directa, o incorporación parcial por labranza mínima, disminuyen el riesgo de erosión hídrica y eólica (Unger y McCalla 1980, Lal 2005). La adición de residuos en sistemas de labranza convencional o conservacionista también puede tener efectos positivos sobre el nivel y la calidad de la materia orgánica de los suelos (Kumar y Goh 2000, Álvarez 2005, Bichel 2013, Irizar et al. 2015).

### **1.1.1. Cultivos de cobertura**

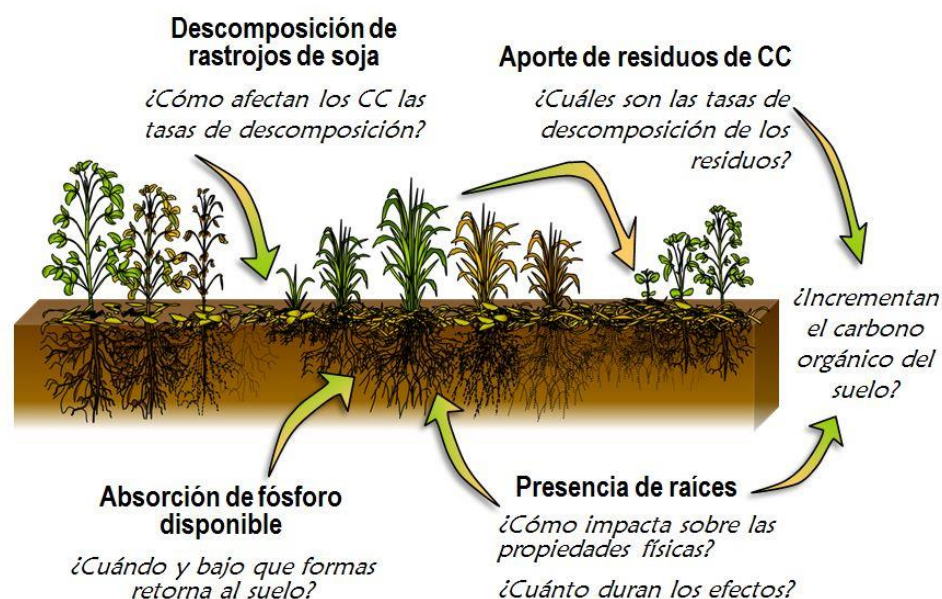
Un modo de incrementar el aporte de residuos a los sistemas agrícolas es mediante la incorporación de cultivos de cobertura (CC). De acuerdo a la Sociedad

Americana de la Ciencia del Suelo (SSSA 1997), los CC se definen como cultivos de crecimiento “cerrado” (*close-growing*) que proporcionan protección y mejoramiento al suelo entre períodos de normal crecimiento de cultivos de cosecha. La siembra de los CC se realiza luego de la cosecha del cultivo principal y a una elevada densidad para maximizar el aprovechamiento de la energía radiante. Los CC no se cultivan con propósitos comerciales directos, por lo cual no se cosechan, sino que se interrumpe su crecimiento de modo químico (secado mediante herbicidas) o mecánico (Thorup-Kristensen et al. 2003, Ruffo y Parsons 2004, Fageria et al. 2005). Esta interrupción se realiza antes de que el CC alcance la madurez, con suficiente antelación a la siembra del próximo cultivo de cosecha. En sistemas agrícolas bajo siembra directa, los residuos de los CC permanecen en la superficie del suelo, con el fin de brindar protección frente a procesos erosivos, mientras que en sistemas integrados con ganadería, los CC pueden utilizarse como forraje (Franzluebbers y Stuedemann 2008). Los CC suelen recibir distintos nombres de acuerdo a la finalidad con la que se incluyen en un sistema agrícola y al manejo que se haga del mismo. Por ejemplo, se los denomina abonos verdes cuando la finalidad es mejorar la nutrición mineral del cultivo subsiguiente (frecuentemente cuando sus residuos se incorporaran al suelo mediante labores mecánicas); o cultivos de captura (o cultivos trampa), cuando la finalidad es que el CC absorba nutrientes (principalmente N) que de otra forma podrían perderse por lixiviación (Thorup-Kristensen et al. 2003, Ruffo y Parsons 2004, Fageria et al. 2005, Dabney et al. 2010).

La selección de la especie que se utilizará como CC depende del objetivo con el que se incluye el CC a la secuencia de cultivos, así como también de las condiciones edáfico-ambientales del sitio y los cultivos de cosecha de la rotación. Las leguminosas se incluyen con el objetivo adicional de fijar nitrógeno (N) atmosférico y aportarlo al cultivo de cosecha siguiente. Las gramíneas, además de aportar carbono (C) y brindar protección frente a la erosión, pueden reducir la lixiviación del nitrato residual del perfil del suelo. Sus residuos presentan mayor relación C:N y se descomponen más lentamente que los de las leguminosas (Meisinger et al. 1991). El cultivo consociado de estas especies tiene la ventaja de proveer ambos beneficios simultáneamente (Ranells y Waggoner 1996, 1997). También se usan como CC especies pertenecientes al género Brassica, como mostaza, colza, nabo y rábano (Meisinger et al. 1991, Dean y Weil 2009). Algunos estudios muestran que en los suelos previamente cultivados con crucíferas del género Brassica se detecta menor densidad y biomasa de malezas. Esto estaría relacionado con la presencia de glucosinolatos tóxicos para las plantas, hongos, nematodos y algunos insectos (Haramoto y Gallandt 2005).

Existen numerosos antecedentes en la literatura que han demostrado que los CC pueden incrementar efectivamente los niveles de cobertura y de esta forma contribuir a la conservación de los suelos a través de la reducción de la erosión hídrica y eólica (Dabney et al. 2001, Nyakatawa et al. 2007, Blanco-Canqui y Lal 2010, Blanco-Canqui et al. 2013, Schipanski et al. 2014). Además de incrementar la biomasa de residuos y mantener el suelo cubierto, la presencia de CC puede afectar numerosos procesos físicos, químicos y biológicos del suelo. La presente tesis doctoral está centrada en el estudio de algunos de los procesos edáficos que pueden ser modificados por la presencia de CC, y que han sido escasamente (o no han sido aún) abordados en la literatura: la relación entre el proceso de descomposición de los residuos y el de liberación de P desde dichos residuos, los efectos de los CC sobre la descomposición de

los rastrojos preexistentes al momento de su implantación y la dinámica temporal de las propiedades físicas de suelo (Fig. 1.1).



**Figura 1.1.** Esquema de las principales preguntas a responder con el trabajo de tesis. La figura representa la secuencia de cultivos: Soja- cultivos de cobertura (CC).

Por un lado, los CC modifican el ciclado de nutrientes en los sistemas agrícolas. Las investigaciones al respecto han estado centradas en la dinámica del N (Meisinger et al. 1991, Dabney et al. 2001, 2010, Thorup-Kristensen et al. 2003, Kaspar et al. 2012, Schipanski et al. 2014). Sin embargo, pocos estudios han investigado los efectos sobre nutrientes poco móviles en el suelo, como el P (e.g. Cavigelli y Thien 2003). Los CC absorben el P del suelo bajo formas iónicas inorgánicas (en solución) y lo devuelven al mismo integrando la matriz de los tejidos vegetales. En esta matriz una fracción de P se encuentra bajo formas inorgánicas de liberación relativamente rápida, y otra bajo formas orgánicas de distinta labilidad (Noack et al. 2012). Estas últimas deben sufrir transformaciones bioquímicas antes de ser nuevamente asimiladas por las plantas. La liberación de cada una de estas fracciones ha sido ampliamente estudiada mediante incubaciones de residuos molidos en condiciones controladas (Jones y Bromfield 1969, Salas et al. 2003, Ha et al. 2007, 2008, Jalali y Ranjbar 2009). Sin embargo, no se conoce cuál es la dinámica de liberación de las fracciones de P en condiciones de campo. En el capítulo 2 se estudian las tasas de liberación de las fracciones de P desde los residuos aéreos de distintos CC en condiciones de campo bajo siembra directa (Fig. 1.1). El conocimiento de las tasas de descomposición de los residuos de los CC y de la liberación de las formas químicas de P desde ellos permitirá seleccionar las especies que mantengan el suelo con mejores niveles de cobertura y, simultáneamente, brindar herramientas que permitan conocer la dinámica del P en la secuencia de cultivos.

Por otro lado, la presencia de CC puede afectar la descomposición de residuos de cultivos antecesores o preexistentes al momento de su implantación (e.g. Haider et al. 1989, Jannoura et al. 2012). Estos aspectos aún no han sido abordados en la literatura (al menos para nuestro conocimiento) en sistemas agrícolas bajo siembra directa. Si bien los CC se incluyen en los sistemas agrícolas con la finalidad de incrementar los niveles de cobertura del suelo, se desconocen los efectos que pueden tener sobre la

descomposición de rastrojos existentes al momento de su implantación. De esta forma, si los CC disminuyen las tasas de descomposición de rastrojos, entonces sus efectos positivos sobre la cobertura se verían incrementados. Por el contrario, si la presencia de CC aumenta las tasas de descomposición, tendrán lugar efectos opuestos (incremento de cobertura por biomasa aérea de CC y disminución de la cobertura superficial de rastrojos del cultivo de cosecha) y las consecuencias sobre la cobertura dependerán del balance entre ellos. En el capítulo 3 se estudia el efecto de los CC sobre la descomposición de los rastrojos del cultivo de cosecha anterior, soja (*Glycine max* (L.) Merr) (Fig. 1.1).

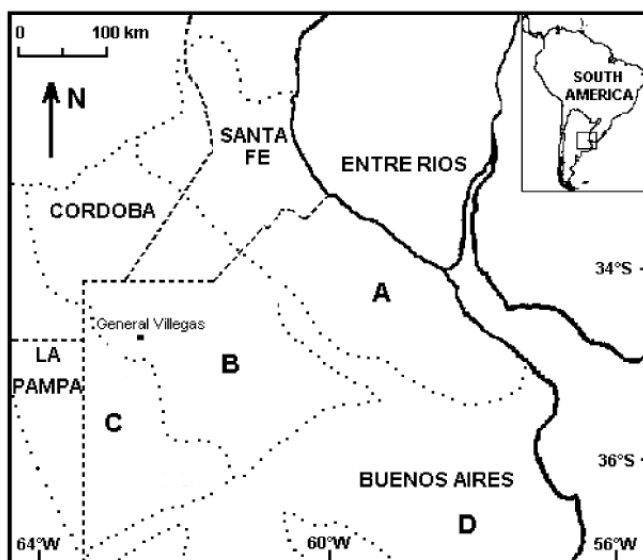
Por último, la presencia de raíces vivas que exploran el suelo, conjuntamente con el aporte de biomasa aérea y radical de los CC, puede modificar las propiedades físicas de los suelos (Dabney et al. 2001, Villamil et al. 2006, Blanco-Canqui et al. 2013). Muchas investigaciones han mostrado que los CC mejoran las propiedades físicas de los suelos, i.e. aumentan la estabilidad estructural, la capacidad de almacenamiento de agua, disminuyen la densidad aparente y la resistencia a la penetración, entre otros (Liu et al. 2005, Ding et al. 2006, Villamil et al. 2006, Blanco-Canqui et al. 2013, Calegari et al. 2013). Sin embargo, otros estudios no han registrado diferencias en respuesta a la inclusión de CC en las rotaciones (Motta et al. 2007, Fronning et al. 2008, Ralisch et al. 2010). Además de los años transcurridos desde la implementación de la práctica y las diferencias en las condiciones edáfico-ambientales de cada sitio, una de las causas que podría explicar estas inconsistencias estaría relacionada al momento dentro de la secuencia en el que se realizan las mediciones. Si bien las propiedades físicas de los suelos pueden modificarse en el corto plazo (Cosentino et al. 2006, Abiven et al. 2009), muy pocas investigaciones han focalizado en la dinámica temporal de estos parámetros físicos en sistemas que incluyen CC (Restovich et al. 2011, Steele et al. 2012). En el capítulo 4 de esta tesis se estudia la interacción del efecto de los CC con el momento dentro de la secuencia de cultivos en el que se determinan las propiedades físicas de suelo (Fig. 1.1). También en este capítulo se estudian las raíces de los CC y las fracciones orgánicas del suelo, que estarían relacionadas con los cambios en las propiedades físicas.

El presente trabajo de tesis fue elaborado considerando los tres ejes principales que se mencionaron: liberación de P, descomposición de residuos y cambios de las propiedades físicas de suelo bajo CC. Para llevar a cabo este trabajo se utilizó como sistema de estudio un experimento que llevaba 4 años con CC, ubicado en el Oeste de la Región Pampeana Argentina.

## **1.2. Cultivos de cobertura en el Oeste de la Región Pampeana Argentina**

La Región Pampeana es una planicie de más de 50 millones de hectáreas ubicada en centro-este de Argentina. Su alta fertilidad y productividad le han proporcionado ventajas comparativas para la producción agrícola (Hall et al. 1992). El Oeste de esta región (33-36°S; 61-64°W) se caracteriza por poseer suelos arenosos o franco-arenosos y un clima subhúmedo o semiárido (Fig. 1.2). La incorporación de la agricultura en la mayoría de los establecimientos de esta zona data desde fines de la década de '30 (Covas 1989). Los sistemas de producción utilizados históricamente integraron los cultivos de cosecha con pasturas para la producción de carne y leche en proporciones variables. Hasta comienzos de la década del '90 dominaban las pasturas

por sobre los cultivos agrícolas. Luego, esta región no fue ajena al proceso de intensificación agrícola que tuvo lugar en toda la Región Pampeana (Ghersa et al. 2002, Manuel-Navarrete et al. 2009, Viglizzo et al. 2011). Como consecuencia, el área dedicada a pastoreo ha disminuido a expensas de un incremento en la producción de cultivos de cosecha, principalmente cultivos estivales anuales como soja, maíz y girasol (Díaz Zorita et al. 2002, Noellemeyer et al. 2008).



**Figura 1.2.** Localización del sitio de estudio (General Villegas) en el Oeste de la Región Pampeana. Las líneas punteadas muestran los límites de las subregiones de la Región Pampeana de acuerdo a Soriano et al. (1991): A, Pampa Ondulada; B, Pampa Interior llana; C: Pampa Interior Oeste; D: Pampa deprimida. Los nombres en mayúsculas corresponden a las provincias y las líneas con guiones indican los límites provinciales. El cuadro superior derecho muestra la localización del área dentro de Sudamérica. Adaptado de Díaz Zorita et al. 2002.

La inversión en nuevas tecnologías ocurrida en los últimos tiempos ha tenido un rol destacado en los cambios en el uso de la tierra en la Región Pampeana. Dentro de las más importantes se encuentra la introducción de soja genéticamente modificada resistente a glifosato (Trigo y Cap 2003, Qaim y Traxler 2005) y la modificación de los sistemas de laboreo, mediante la adopción generalizada de la siembra directa continua (Díaz Zorita et al. 2002, García et al. 2000). Los menores costos asociados a la siembra directa, conjuntamente con la plasticidad ambiental del cultivo de soja, permitieron su implantación en áreas ecológicas muy diferentes (Paruelo et al. 2005) y promovieron la expansión de la frontera agrícola hacia zonas de mayor vulnerabilidad ambiental, tales como el Oeste de la Región Pampeana (Viglizzo y Jobbagy 2010). Como resultado de estos procesos y de los favorables precios internacionales, el área dedicada a la producción de soja en Argentina se incrementó hasta llegar a más de 20 millones de hectáreas en poco más de 40 años (MAGyP 2014), llegando a ser el tercer productor mundial (más de 50 millones de toneladas). Actualmente, casi el 70% de la superficie agrícola de Argentina se encuentra ocupada por el cultivo de soja, en muchos casos bajo la forma de monocultivo.

Una de los problemas de los sistemas dedicados al monocultivo de soja es el bajo nivel de cobertura que presentan los suelos. Esta condición está asociada a: (i) el escaso aporte de rastrojos que realiza el cultivo, (ii) la rápida descomposición de esos

rastreros, y (iii) los largos períodos de barbecho invernal (Bathke y Blake 1984, Van Doren et al. 1984, Zhu et al. 1989, Wrigth y Hons 2004, Novelli et al. 2011). La escasa cobertura de los suelos en estos sistemas puede potencialmente incrementar el riesgo de pérdida de los mismos mediante procesos erosivos, principalmente durante el período de barbecho, cuando el suelo permanece prácticamente desnudo (Novelli et al. 2011). Asociado a estos fenómenos, el monocultivo de soja puede causar la disminución de los niveles de CO de los suelos debido a dos procesos: por un lado, la escasez en el aporte de residuos disminuye la entrada de CO, y por el otro, la permanencia del suelo descubierto favorece la mineralización del CO estabilizado en el suelo (Stevenson 1986). Esta problemática es particularmente importante cuando el monocultivo de soja tiene lugar sobre suelos de textura gruesa, como los del Oeste de la Región Pampeana, en los cuales el CO juega un rol clave en la agregación. En los suelos arenosos el CO es el principal agente cementante para la formación y estabilización de los agregados (Tisdall y Oades 1982, Oades 1993). Así mismo, numerosos estudios han demostrado que en el Oeste de la Región Pampeana existen relaciones positivas entre los niveles de CO y los rendimientos de los cultivos (Barberis et al. 1983, Barberis et al. 1987, Díaz Zorita et al. 1999, 2002, Quiroga y Funaro 2004, Quiroga et al. 2006, Barraco y Díaz Zorita 2014). El monocultivo de soja, por lo tanto, podría presentar consecuencias negativas, no sólo sobre las propiedades físicas sino también sobre la productividad de los suelos del Oeste de la Región Pampeana.

El análisis conjunto de la situación planteada es el eje de la problemática de los suelos en la Región: mientras que el éxito y la sustentabilidad de los sistemas agrícolas dependen en gran medida de la incorporación de CO en los suelos (Díaz Zorita et al. 1999, 2002), la proporción del área dedicada al cultivo de soja está en continuo incremento. Surge entonces la necesidad de planificar nuevas estrategias de manejo del sistema agrícola que permitan conservar la calidad del suelo, aun manteniendo el predominio de soja en la rotación (Meriles et al. 2009). La opción tradicional que se presenta para mejorar los balances de CO, y en consecuencia la calidad de los suelos, es el manejo de las rotaciones agrícolas. Numerosos estudios en la Región Pampeana han mostrado que el incremento en la frecuencia de cultivos, traducido en una mayor cobertura del suelo con plantas en crecimiento, presencia de raíces vivas y aporte de residuos, conduce al incremento de los niveles de CO y la calidad de los mismos (Taboada et al. 2004, Álvarez 2012, Sasal 2012, Novelli et al. 2013). En este sentido, existe la posibilidad de combinar el ciclo del cultivo de soja con el de trigo, pero el doble cultivo trigo/soja de segunda supone menores rendimientos del cultivo más rentable (Lavado y Taboada 2009). Una alternativa a esta práctica es la incorporación de CC entre cultivos de soja. Esta práctica permite la terminación temprana del CC invernal sin causar grandes retrasos en la fecha de siembra del cultivo de cosecha que ocasionen mermas de rendimiento. Si el modelo de incremento en la calidad de los suelos en respuesta a la intensificación de la agricultura planteado en otras sub-regiones se repite en el Oeste de la Región Pampeana, entonces los suelos con CC se tornarían más estables frente a los riesgos de erosión. El estudio de la viabilidad de esta práctica en términos productivos mostraría las posibilidades concretas de implementación en la región.

Existen numerosos antecedentes respecto a la introducción de CC en el Oeste de la Región Pampeana (Quiroga et al. 1996, 1999, Carfagno 2012, Álvarez et al. 2013, Fernández et al. 2012, Lardone et al. 2012, Scianca et al. 2013). Estos trabajos están



orientados principalmente al estudio de la adaptación de distintas especies utilizadas como CC a las condiciones edafo-climáticas de la región, en términos de producción de biomasa y dinámica del agua en el suelo. Este punto es crítico para ambientes subhúmedos, debido a que los CC pueden reducir drásticamente la disponibilidad de agua para el cultivo de cosecha siguiente en la rotación. Los efectos de los CC sobre los rendimientos del cultivo de soja han sido informados en estudios puntuales en diversos sitios de la Región y han mostrado una gran variabilidad: mientras que en algunos casos los CC incrementan los rendimientos del cultivo de cosecha, en otros los disminuyen o bien no los afectan (Bonvecchi y Cabrera 2012, Capurro et al. 2012, Carfagno 2012, Caviglia et al. 2012, Lardone et al. 2012, Ortiz et al. 2012, Restovich et al. 2012, Sasal et al. 2012, Martínez et al. 2013, Scianca et al. 2013). Las tendencias a nivel regional, tanto en el Oeste de la Región Pampeana como en las demás subregiones, muestran que la incorporación de CC no alteraría los rendimientos del cultivo de soja (Varela et al. 2014). Esta información es relevante para el análisis de la viabilidad económica de incorporación de CC en la región, considerando que se trata de una práctica conservacionista que, aunque tiene costo asociado (operaciones de siembra, costo de la semilla, aplicación de herbicida), no comprometería la productividad del sistema.

Los indicadores más utilizados habitualmente para la evaluación de los sistemas productivos son el rendimiento de los cultivos y la rentabilidad de los mismos a corto plazo (Schipanski et al. 2014). En este contexto, la incorporación de los CC en las rotaciones sería viable sólo en el caso de no interferir (negativamente) en la producción de los cultivos de cosecha. Sin embargo, la incorporación de CC puede proveer numerosos beneficios al ecosistema, más allá de los efectos sobre el rendimiento del cultivo de renta. La provisión de tales beneficios (o servicios) ecosistémicos está relacionada a los diversos procesos que se modifican por la incorporación de los CC, como por ejemplo, el incremento del CO de los suelos, la prevención de la erosión, la retención y el ciclado de nutrientes y, en relación a lo anterior, el incremento en la calidad del suelo. Los aspectos que se evaluarán en esta tesis (Fig. 1.1) están estrechamente relacionados con estos beneficios. El conocimiento de los patrones de evolución temporal de la descomposición de los residuos (tanto de soja como de CC), de la dinámica del P de esos residuos y de las propiedades físicas del suelo permitirán avanzar en la comprensión de los factores que regulan dichos procesos edáficos a la vez que brindarán herramientas de manejo para la selección de aquellas especies de CC que maximicen los efectos positivos de la práctica.

### **1.3. Objetivo general**

El objetivo general fue evaluar el efecto de la introducción de CC en planteos de monocultivo de soja del Oeste de la Región Pampeana sobre la dinámica de la descomposición de residuos, la liberación de P y las propiedades físicas de suelo (esquema conceptual en la Fig. 1.1).

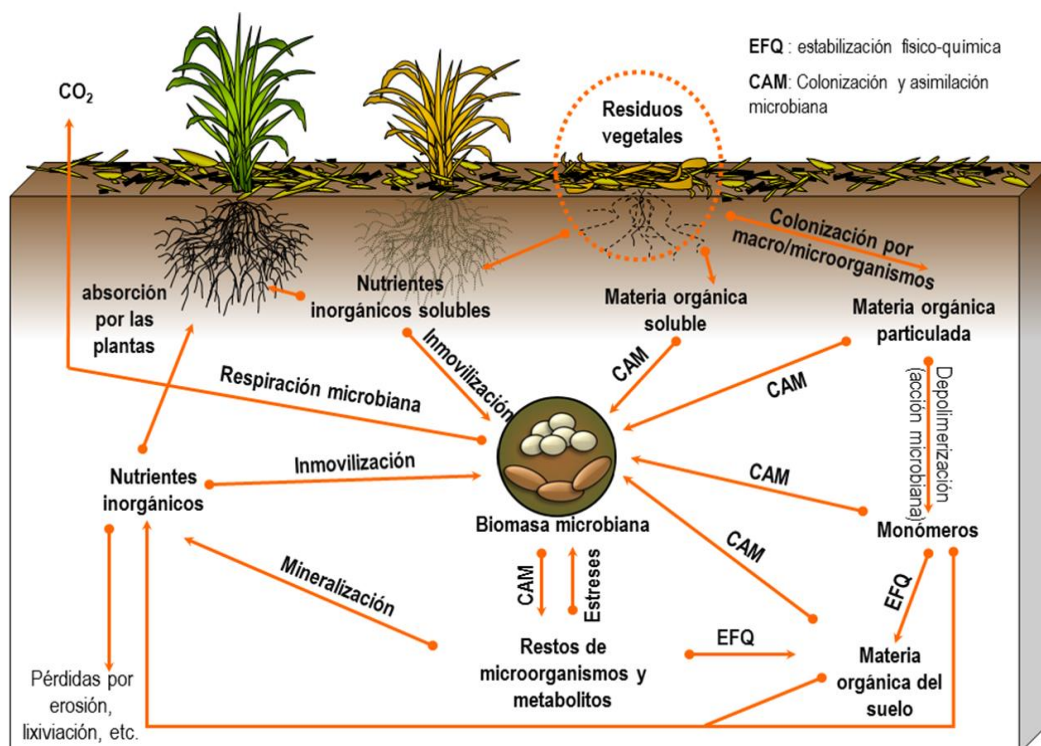
Los resultados de esta tesis permitirán un análisis de los sistemas con CC desde distintos enfoques. Por un lado, la perspectiva regional de los resultados permitirá conocer el impacto de los CC sobre la dinámica del P y la calidad de los suelos en ambientes frágiles como los del Oeste de la Región Pampeana. Por el otro lado, los resultados permitirán el avance en el conocimiento de algunos procesos específicos que ocurren en estos sistemas, que aún no han sido abordados en la literatura, tales como la

dinámica de las fracciones de P en los residuos de CC en descomposición (capítulo 2), los efectos de los CC sobre la descomposición de los residuos preexistentes (capítulo 3) y las variaciones temporales de las propiedades físicas de los suelos (capítulo 4). Los objetivos e hipótesis específicos para cada uno de estos aspectos serán expuestos en los capítulos correspondientes.

## **CAPÍTULO 2 DESCOMPOSICIÓN Y LIBERACIÓN DE FÓSFORO DESDE LOS RESIDUOS DE LOS CULTIVOS DE COBERTURA**

## 2.1 Introducción

La incorporación de cultivos de cobertura (CC) modifica el ciclado de nutrientes en los sistemas agrícolas. Los CC no aportan nutrientes al sistema, excepto que se trate de leguminosas que incorporan N desde la atmósfera. En sistemas en los que sus residuos no se pastorean ni utilizan para otros fines fuera del lote (e.g. producción de bioenergía o fardos) esta práctica tampoco supone una extracción de nutrientes. En estos sistemas, la inclusión de CC sólo implican un reciclado de nutrientes que consiste en la absorción de las formas disponibles en la solución del suelo durante su desarrollo y el posterior retorno al mismo suelo formando parte de los tejidos vegetales aéreos y subterráneos (i.e., raíces) (Fig. 2.1). Aunque la contribución de las raíces al CO y los nutrientes disponibles del suelo reviste igual o mayor importancia que la de los residuos aéreos (Martin y Cunningham 1973, Soon y Arshad 2002, Mazzilli et al. 2015), la mayoría de las investigaciones están centrados en el estudio de éstos últimos (Lupwayi et al. 2007, Curtin et al. 2008, Maltais-Landry y Frossard 2015). En parte, las razones de esta tendencia tienen relación con las dificultades metodológicas asociadas a la cuantificación de los sistemas radicales (Mazzilli et al. 2015). En este capítulo se estudian los residuos aéreos de los CC, y se hace referencia a los mismos denominándolos simplemente “residuos”.

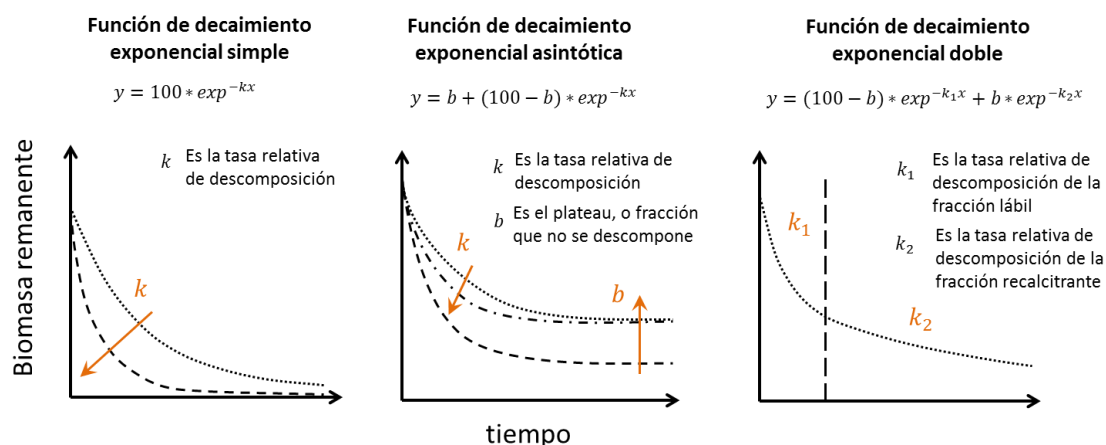


**Figura 2.1.** Diagrama conceptual del flujo de carbono y nutrientes en un agroecosistema luego de la adición de residuos de cultivos. Adaptado de Bhupinderpal-Singh y Zed Rengel (2007).

El ciclado de los nutrientes tiene lugar en forma simultánea con la descomposición de la biomasa de los residuos de los CC, pero las velocidades con las que ocurren ambos procesos pueden ser diferentes. Cuando los CC se combinan con la siembra directa se busca establecer un equilibrio entre una lenta descomposición de los residuos, que conlleve a un aumento de la cobertura del suelo, y una rápida liberación de los nutrientes retenidos en los mismos para que queden disponibles para el cultivo

siguiente (Schomberg et al. 2006, Boer et al. 2007). Mientras que la cobertura de suelo dependerá de la relación entre la producción de biomasa de residuos y su patrón de descomposición, la liberación de nutrientes dependerá de la concentración y de las especies químicas bajo las cuáles se encuentren dichos nutrientes (i.e., su especiación) en los residuos y de las tasas de liberación de cada una de esas especies.

La descomposición de los residuos en el campo depende principalmente de las condiciones ambientales (i.e. temperatura y humedad), las características físico-químicas de los residuos y el grado de contacto entre el residuo y el suelo (Parr y Papendick 1978, Heal et al. 1997). El proceso de descomposición ha sido modelado a través de funciones de decaimiento exponencial (Fig. 2.2), que implican que la velocidad a la que se produce la descomposición es proporcional a la cantidad de residuos remanentes o sin descomponer. Algunos investigadores han usado modelos de decaimiento exponencial de dos fases, que consideran una primer etapa en la que descomponen rápidamente las fracciones más lábiles y solubles, seguida de una segunda etapa más prolongada en la que se descomponen lentamente aquellas fracciones más recalcitrantes (Fig. 2.2, Cotrufo et al. 2010, Mulvaney et al. 2010). Sin embargo, la mayoría de los estudios ha descrito la descomposición mediante funciones de decaimiento exponencial simple, que suponen que el proceso se lleva a cabo sólo en una fase (Fig. 2.2, Schomberg y Steiner 1999, Kalburtji y Mamolos 2000, Jalali y Ranjbar 2009, Murungu et al. 2011, Vachon y Oelbermann 2011). Este modelo alcanza el plateau cuando la biomasa remanente es cero, lo que implica que la constante de decaimiento es la misma durante todo el proceso de descomposición. Otros autores han utilizado modelos asintóticos (i.e., con plateau distinto de cero, Fig. 2.2; Rannels y Waggoner 1996, Lupwayi et al. 2004) que ajustan mejor en aquellos casos en los que la descomposición parece detenerse a partir de un determinado momento (Weider y Lang 1982, Sridhar et al. 2002, Bärlocher 2005), frecuentemente debido a condiciones de temperatura y humedad desfavorables. Todos los modelos de decaimiento exponencial proporcionan una estimación de la tasa relativa de descomposición (denominada habitualmente  $k$ ), que caracteriza el proceso y permite la comparación entre distintos residuos, y/o tratamientos. Por ejemplo, los residuos más lábiles (i.e., menor relación C:N, menor concentración de polímeros estructurales) o que se descomponen en condiciones ambientales más favorables (temperatura y humedad óptimas), presentan las mayores  $k$  (Zhang et al. 2008). Los modelos asintóticos proporcionan además una estimación del plateau (denominado  $b$ ), que es una segunda variable que caracteriza el proceso de descomposición indicando la biomasa que permanece sin descomponer luego de un determinado período (Fig. 2.2).



**Figura 2.2.** Funciones de decaimiento exponencial utilizadas para explicar la descomposición de los residuos de los cultivos. Las flechas dentro de los gráficos indican el gradiente de incremento de las variables de dichas funciones:  $k$  (tasa relativa de descomposición) y  $b$  (plateau).

Aunque los CC han sido ampliamente recomendados en la Región Pampeana Argentina (Novelli et al. 2011, Restovich et al. 2011, Fernández et al. 2012), aún se desconocen los patrones y las tasas de descomposición de sus residuos. Particularmente en el Oeste de la Región Pampeana se utilizan distintas gramíneas invernales de cobertura, tales como avena (*Avena sativa* L), centeno (*Secale cereale* L) y raigrás (*Lolium multiflorum* L) que difieren en la cantidad y composición química de los residuos aportados al suelo (Fernández et al. 2012, Scianca et al. 2013, Álvarez et al. 2013). La descomposición de estos residuos comienza en la estación cálida (primavera y verano posteriores al secado de los CC), y continúa en las estaciones secas y frías (otoño e invierno). Por lo tanto, se esperaría que la descomposición se ralentice al llegar el invierno, incluso dejando grandes cantidades de biomasa cubriendo el suelo. La primera hipótesis de este estudio es que la descomposición de los residuos de CC en el Oeste de la Región Pampeana Argentina seguirá un modelo asintótico, y por lo tanto la cobertura proporcionada dependerá del aporte de biomasa, la tasa de descomposición y el plateau que se alcance en el otoño-invierno. El primer objetivo de este capítulo es determinar los aportes y la dinámica de descomposición de los residuos de distintas especies de gramíneas utilizadas como CC en sistemas dedicados al cultivo de soja en el Oeste de la Región Pampeana.

La liberación de nutrientes desde los residuos de los cultivos está, en parte, asociada a la descomposición de la biomasa, pero depende también de la concentración y de las especies químicas de esos nutrientes en los residuos (Noack et al. 2012). La mayoría de las investigaciones que han abordado la dinámica de nutrientes en sistemas con CC han estado centradas en el N (Meisinger et al. 1991, Dabney et al. 2001, 2010, Thorup-Kristensen et al. 2003, Kaspar et al. 2012) y muy pocos estudios han focalizado en los efectos sobre otros nutrientes, como el fósforo (P) (e.g. Cavigelli y Thien 2003, Nachimuthu et al. 2009, Takeda et al. 2009). Los CC realizan una intervención importante en el ciclado del P debido a que absorben el P inorgánico disponible en la solución del suelo y lo retornan luego del secado, dentro de la biomasa de los residuos vegetales, bajo la forma de especies químicas inorgánicas (Pi) y orgánicas (Po) de distinta labilidad (Noack et al. 2012, 2014b, Damon et al. 2014). La concentración y especiación del P de un residuo depende en gran medida del grado de madurez que presente. En general, los residuos en estado vegetativo presentan mayor concentración de P y mayor proporción de Pi respecto al Pt que los rastrojos de cultivos de cosecha en

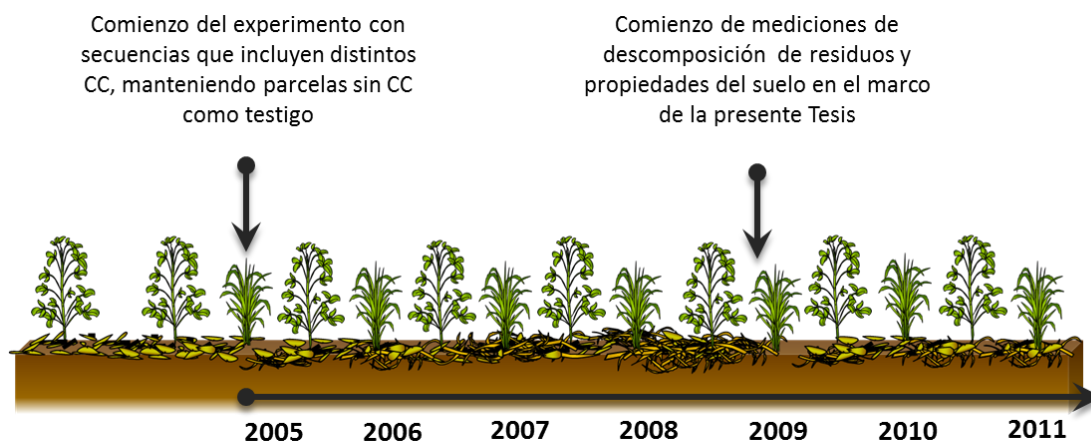
estado de madurez fisiológica (Birch 1961, Ha et al. 2007, Noack et al. 2012). Por otra parte, se acepta ampliamente que la liberación de Pi desde los residuos es mucho más rápida que la de Po (Jones y Bromfield 1969, Salas et al. 2003, Ha et al. 2007, 2008, Jalali y Ranjbar 2009) debido a que las fracciones orgánicas deben sufrir transformaciones bioquímicas antes de ser liberadas de los residuos y posteriormente asimiladas por las plantas (Fig. 2.1, Bielecki 1973, Frank 2013). Sin embargo, para nuestro conocimiento y según ha sido informado en la revisión de Damon et al. (2014), todos los estudios que han cuantificado la dinámica de las fracciones de P durante la descomposición de los residuos corresponden a estudios en condiciones controladas, por lo que se desconocen los patrones de estos procesos en condiciones de campo. Específicamente, la literatura carece de datos empíricos de las tasas de liberación de Pi y Po desde los residuos de cultivos en siembra directa.

La interacción de los residuos aéreos de los cultivos con la biomasa microbiana y la humedad del suelo queda restringida al mínimo en condiciones de siembra directa (Henriksen y Breland 2002). Sin embargo, estos residuos superficiales están sometidos a ciclos de humedecimiento y secado frecuentes, que favorecen la liberación de P en ausencia de la biomasa microbiana (Jones y Bromfield 1969, Noack et al. 2014). Considerando que los residuos de los CC serán ricos en Pi, cuya liberación no necesitaría de la intervención microbiana, es hipotetizado que la liberación de Pi desde los residuos de los CC será más rápida que la descomposición de la biomasa en condiciones de campo bajo siembra directa. El segundo objetivo de este capítulo es evaluar la dinámica de liberación de las fracciones de P de los residuos de CC que se descomponen en condiciones de campo bajo siembra directa y compararla con la descomposición de la biomasa de dichos residuos.

## **2.2 Materiales y métodos**

### **2.2.1 Sitio experimental y diseño de experimentos**

Los experimentos se realizaron en un ensayo de campo perteneciente a una Red de Ensayos de CC de INTA, que había sido establecido en 2005 en la Estación Experimental Agropecuaria del INTA General Villegas (34° 52' 27,47" S, 62°45' 31,95" O). El ensayo de campo presentó un diseño en bloques completamente aleatorizados con cuatro réplicas, cuyos tratamientos fueron cuatro secuencias de cultivos: tres que incluyeron CC (avena, centeno y raigrás) y un tratamiento testigo, correspondiente a monocultivo de soja (este último tratamiento no se utilizó en los estudios de descomposición del presente capítulo). Cada parcela ocupó un área de 250 m<sup>2</sup> (50 m x 5 m). Los experimentos correspondientes al presente trabajo de tesis se llevaron a cabo durante los años 2009, 2010 y 2011, es decir, cuando los tratamientos con y sin CC sobre las mismas parcelas se habían reiterado durante 4, 5 y 6 años, respectivamente (Fig. 2.3).



**Figura 2.3.** Escala temporal de los experimentos con cultivos de cobertura (CC) en el sitio de estudio.

El suelo sobre el que estaba instalado el ensayo era un Hapludol Típico familia franca gruesa, mixta, térmica (13,3 % arcilla, 45,0 limo y 41,7 % arena en los primeros 20 cm del perfil). El suelo pertenece a la Serie Lincoln, la cual se extiende en los partidos de Lincoln, Leandro N. Alem, General Pinto, Ameghino y Villegas de la Provincia de Buenos Aires (INTA 2010). En el mes de Abril del año 2008, cuando se iniciaron los experimentos del presente trabajo de tesis, se determinó el pH (relación suelo: agua 1:2,5), contenido de CO (Walkley y Black 1934) y P disponible del suelo (mediante extracción Bray y Kurtz I y posterior cuantificación colorimétrica, Murphy y Riley, 1962) de cada uno de los tratamientos, para los estratos 0-5, 5-10, 10-20, 20-30 y 30-40 cm.

En el transcurso de los experimentos de esta tesis se mantuvieron las condiciones de manejo propias del ensayo de campo comenzado en 2005. Los CC se sembraron el 17 de Abril de 2009, el 4 de Mayo de 2010 y el 4 de Mayo de 2011, y se dejaron crecer hasta fines del mes de Octubre, cuando fueron secados con herbicida (glifosato, N-fosfonometil glicina). En ese momento se determinó la producción de los CC ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) en cada parcela mediante cortes por duplicado de  $0,25 \text{ m}^2$  y posterior secado del material en estufa a  $60^\circ \text{ C}$ , hasta peso constante. Luego se sembró soja en todas las parcelas. Las parcelas fueron fertilizadas con P a la siembra de soja ( $50 \text{ kg ha}^{-1}$  de fosfato diamónico) y con N en inicio de macollaje de los CC ( $100 \text{ kg ha}^{-1}$  de urea). Las dosis y momentos de aplicación de los fertilizantes respetan lo establecido en el protocolo inicial de la red de ensayos de INTA. Tanto la fertilización fosfatada como la nitrogenada se llevaron a cabo en todos los tratamientos del ensayo (con y sin CC) con la finalidad de generar iguales condiciones de fertilización en todos los tratamientos. Si bien no forma parte de los objetivos de esta tesis, se debe aclarar que en este ensayo de campo se midió también el rendimiento del cultivo de soja con el objetivo de conocer si existía sobre esa variable un efecto de los CC. Las aplicaciones de fertilizantes en todas las parcelas se hizo con el objetivo de cuantificar el efecto del CC, independientemente de la fertilización.

Durante los períodos de crecimiento de los cultivos y de descomposición de sus residuos fueron registradas diariamente las precipitaciones y temperatura media del aire a 1,5 m de altura utilizando un registrador de datos (estación meteorológica Siap, Argentina). Con esos registros se calcularon, para cada período, los grados día (base



0°C) y además, para los períodos de descomposición se calcularon los días de descomposición (Stroo et al. 1989, Steiner et al. 1999).

### 2.2.1.1 Cálculo de los días de descomposición

Los días de descomposición son una forma de normalizar el tiempo en función de las condiciones ambientales, asumiendo que los factores más importantes que regulan la descomposición de los residuos son la temperatura y la humedad. La ecuación de cálculo de los días de descomposición incorpora dos coeficientes: un coeficiente de temperatura, basado en la temperatura del aire diaria promedio y un coeficiente de humedad basado en las precipitaciones diarias (Stroo et al. 1989, Steiner et al. 1999). El rango de valores que pueden tomar ambos coeficientes varía desde 0 (no se produce descomposición) hasta 1 (máxima descomposición). Para un día determinado, el menor de los dos coeficientes es utilizado para representar la fracción de día de descomposición correspondiente a ese día, relativo a un día con condiciones óptimas de descomposición (Stroo et al. 1989, Steiner et al. 1999). La proporción de día de descomposición se acumula como “días de descomposición” para normalizar la escala temporal de acuerdo a las condiciones ambientales.

El coeficiente de temperatura (CT) se calcula de la siguiente manera:

$$CT = (2 * T_{media}^2 * T_{opt}^2 - T_{media}^4) / T_{opt}^4,$$

donde  $T_{media}$  es la temperatura diaria del aire promedio y  $T_{opt}$  es la temperatura del aire óptima para la descomposición de los residuos (32 °C).

El coeficiente de humedad fue calculado asumiendo que una lluvia de 4 mm es suficiente para humedecer la capa de residuos sobre el suelo (Steiner et al. 1999). Por lo tanto el coeficiente de humedad se ajustó a 1 en aquellos días en los que las precipitaciones superaron los 4 mm; si las precipitaciones fueron menores que 4 mm, el coeficiente se calculó como las precipitaciones del día dividido por 4 (Steiner et al. 1999). En los días sin precipitaciones, el coeficiente de humedad disminuye por un factor de 0,5 cada día luego de la última precipitación (Quemada 2004).

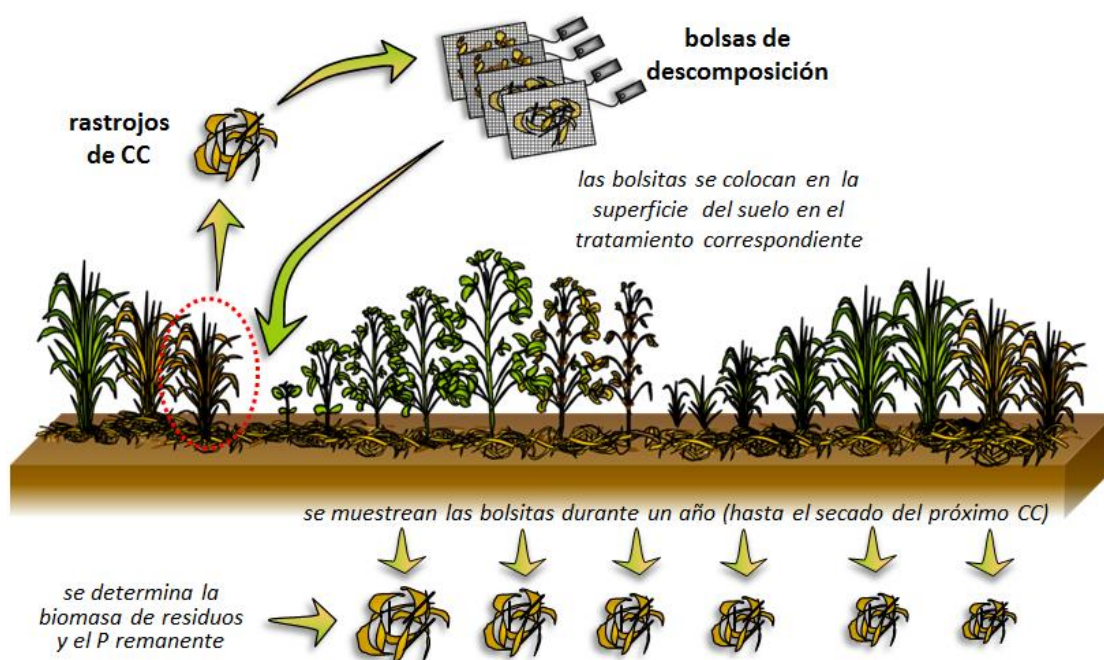
### 2.2.2 Composición inicial de los residuos de CC

Los residuos de los CC fueron colectados de las parcelas experimentales al momento de secado de los mismos con herbicida. Luego fueron secados al aire en el laboratorio y separados en sus componentes: hojas, tallos y espigas. En cada año fueron tomadas tres muestras compuestas de cada especie de CC para determinar la composición inicial de los residuos. Las muestras fueron secadas en estufa (60°C) durante 48 h y molidas (< 0,5 mm). Luego se determinó el contenido de C total, N total, P total (Pt), P inorgánico soluble, lignina, celulosa y cenizas. El contenido de C total y N total se determinó mediante un analizador elemental (LECO CN Analyzer St. Joseph, Michigan). El contenido de lignina y celulosa se determinó mediante análisis aproximado (Goering y Van Soest 1970) en el Laboratorio de nutrición y evaluación de calidad de forrajes (INTA Balcarce). El contenido de Pt fue determinado sobre las cenizas obtenidas por calcinación de la muestra en mufla (550°C), las cuales fueron posteriormente resuspendidas en solución de ácido clorhídrico (0,28 mol L<sup>-1</sup>). El contenido de Pi se determinó sobre extracto acuoso obtenido mediante agitación (1 h, 200 rpm) y posterior filtración de 1 g de muestra con 20 ml de agua desionizada fría

(5°C). La cuantificación del Pt y el Pi se realizó mediante espectrofotometría (Murphy y Riley 1962). El contenido de Po se determinó por diferencia entre el Pt y el Pi (Jones y Bromfield 1969).

### **2.2.3. Descomposición de residuos y liberación de P**

La descomposición de los residuos de CC se evaluó mediante la técnica de bolsas de residuos, siguiendo la metodología esquematizada en la Fig. 2.4 (e.g. Verhoef 1995, Lupwayi et al. 2007). Las bolsas (0,15 x 0,20 m) fueron confeccionadas con una malla plástica cuya abertura fue de 2 mm. Los residuos de cada especie de CC fueron fragmentados a 5 – 10 cm (Curtin et al. 2008, Beare et al. 2002, Schomberg y Steiner 1999, Kalburtji y Mamolos 2000) y colocados a razón de 12 -14 g en cada bolsa de residuos de raigrás (especie de menor producción) y 18 – 20 g en cada bolsa de avena y centeno (especies de mayor producción). La cantidad de rastrojo fue proporcional a la biomasa aportada en promedio por cada especie de CC para la superficie delimitada por la bolsa. Las bolsas de residuos de cada CC fueron asignadas aleatoriamente a las 4 parcelas del tratamiento y colocadas (16 bolsas por parcela) en la superficie del suelo el 29 de Noviembre de 2009 y el 1 de Diciembre de 2010. Se determinó el peso húmedo individual de cada bolsa en el momento de su colocación en el campo. Simultáneamente se registró el peso húmedo de 8 bolsas adicionales de cada especie de CC, a las que luego se les determinó en el laboratorio el contenido de humedad y de cenizas. Estos datos fueron utilizados para corregir el peso de cada una de las bolsas colocadas en el campo, y calcular el peso seco libre de cenizas de cada una de ellas. Las bolsas fueron recolectadas luego de 31, 71, 103, 141, 171, 295 y 337 días para los CC desarrollados durante 2009 (período 2009/10) y 77, 128, 219, 289 y 335 días para los CC desarrollados durante 2010 (período 2010/11). En cada fecha se recolectaron dos bolsas de cada parcela.



**Figura 2.4.** Esquema de los experimentos de descomposición de residuos de cultivos de cobertura (CC) en la secuencia CC-Soja en las parcelas experimentales. La descomposición de los residuos se determinó durante 11 meses, en dos años consecutivos (2009/10 y 2010/11).

Una vez colectadas, las bolsas fueron almacenadas a 5°C hasta que se llevaron a cabo los análisis en el laboratorio. Los residuos fueron removidos de las bolsas y agitados suavemente sobre un tamiz (1 mm) para remover los restos de suelo. Luego fueron secados a 60°C por 48 h para determinar el peso seco y posteriormente fueron molidos (< 0,5 mm). Una submuestra de cada bolsa (0,1 g) fue calcinada en horno mufla a 550 °C para determinar el contenido de cenizas. Este valor fue utilizado para ajustar la biomasa contenida en cada muestra como biomasa remanente libre de cenizas, lo que permitió descontar la contaminación con suelo de cada muestra, individualmente. El contenido de Pt, Pi y Po fue determinado en cada muestra del mismo modo que se describió para la composición inicial de los residuos (ítem 2.2.2).

#### 2.2.4. Análisis estadísticos

Las características del perfil de suelo (pH, contenido de CO y P disponible) al inicio de los experimentos de descomposición fueron comparadas entre tratamientos y estratos mediante la utilización de modelos lineales mixtos. Estos modelos también fueron utilizados en los capítulos 3 y 4. A continuación se describe el procedimiento que se siguió, de modo genérico, y luego, en cada capítulo se indica el modelo específico diseñado para cada variable. El análisis mediante modelos mixtos se llevó a cabo en cuatro etapas (Littell et. al, 2000). La primera etapa consistió en modelar la estructura de medias, que en general, implicó plantear un modelo saturado en el que se consideraron todos los posibles efectos fijos. Este es el modelo que se ha dejado explicitado en los distintos capítulos de la tesis. En la segunda etapa se especificó un modelo para la estructura de varianza covarianza de los datos y a través del método de máxima verosimilitud restringida (REML, Littell et al, 2006) se obtuvieron las estimaciones y la significancia de los componentes de dicha estructura. Ajustar la

estructura de varianzas y covarianzas incluyó modelar la heterocedasticidad en caso de existir y específicamente en modelos de medidas repetidas, implicó modelar las posibles correlaciones entre las profundidades y/o los momentos. En la tercera etapa, una vez definida la estructura de covarianzas y a partir del método de máxima verosimilitud (ML) se evaluó si todos los efectos fijos con el que contaba el modelo inicial eran estadísticamente significativos. En la cuarta etapa, a partir del modelo más parsimonioso (el mejor, con el menor número de parámetros posible) se realizó la inferencia acerca de los factores fijos.

Para la evaluación de los datos de pH, contenido de CO y P disponible en el suelo en función de la profundidad y los tratamientos, se utilizó el siguiente modelo lineal mixto:

$$y_{ijk} = \mu + \tau_i + \gamma_j + \delta_{ij} + b_k + p_{ik} + e_{ijk}$$

$$i = 1, \dots, 4 \quad j = 1, \dots, 5 \quad k = 1, \dots, 4$$

donde  $y_{ijk}$  representa la respuesta observada en el k-ésimo bloque, el i-ésimo tratamiento y la j-ésima profundidad asociada a las subparcelas,  $\mu$  representa la media general de la respuesta,  $\tau_i$  representa el efecto del i-ésimo tratamiento asociado a las parcelas principales,  $\gamma_j$  representa el efecto del j-ésimo nivel del factor profundidad y  $\delta_{ij}$  representa el efecto de la interacción del i-ésimo tratamiento y la j-ésima profundidad.  $b_k$ ,  $p_{ik}$  y  $e_{ijk}$  corresponden a efectos aleatorios de los bloques, de las parcelas dentro de los bloques y de los errores experimentales. Las suposiciones sobre estos componentes aleatorios es que  $b_k \sim N(0, \sigma_b^2)$ ,  $p_{ik} \sim N(0, \sigma_p^2)$ ,  $e_{ijk} \sim N(0, \sigma_e^2)$  y que estos tres componentes aleatorios son independientes. Dado que las mediciones realizadas sobre la subparcela pueden mostrar correlación también se probaron distintos modelos (simetría compuesta y autoregresivo de orden 1(AR1)) para caracterizar la matriz de varianza y covarianza de  $e_{ijk}$ . Dentro de estas posibles matrices también se contemplaron algunas que consideraron la presencia de heterocedasticidad entre los tratamientos. Finalmente se eligió el modelo que presentó menor Criterio de información de Akaike (Akaike's information criterion: AIC) y Criterio de información bayesiano (Bayesian information criterion: BIC).

Los parámetros que describen la producción y características químicas iniciales (contenidos de C, Lignina, Celulosa, N, C:N, Pt, C:P, Pi, Pi:Pt) de los residuos de los tres CC fueron comparados entre tratamientos y entre años mediante la utilización de modelos lineales mixtos. Las muestras tomadas en los distintos años se consideraron independientes ya que las mismas fueron seleccionadas al azar entre los datos provenientes de las distintas parcelas. El factor año fue considerado como fijo, dado que el mismo sólo cuenta con dos niveles, lo cual es muy poco para considerar que es un factor de tipo aleatorio, es decir, que representa una muestra aleatoria de todos los posibles años. Esta decisión se hizo extensiva a los demás modelos mixtos planteados en la tesis en los que se incluyó el factor “año”. El diseño del modelo fue el siguiente:

$$y_{ijk} = \mu + \tau_i + \gamma_j + \delta_{ij} + e_{ijk}$$

$$i = 1, 2, 3 \quad j = 1, 2 \quad k = 1, 2, 3$$

donde  $y_{ijk}$  representa la variable observada en la k-ésima repetición, el i-ésimo cultivo y el j-ésimo año,  $\mu$  representa la media general de la respuesta,  $\tau_i$  representa el efecto del i-ésimo cultivo,  $\gamma_j$  representa el efecto del j-ésimo nivel del factor año y  $\delta_{ij}$  representa el

efecto de la interacción del  $i$ -ésimo cultivo y el  $j$ -ésimo año. Por otra parte  $e_{ijk}$  corresponden a efectos aleatorios de los errores experimentales. Las suposiciones acerca del componente aleatorio es que  $e_{ijk} \sim N(0, \sigma_e^2)$ . Para caracterizar la matriz de varianza y covarianza de  $e_{ijk}$  se contemplaron distintas opciones que consideraron heterocedasticidad entre los tratamientos. Finalmente se eligió el modelo que menor AIC y BIC presentó.

Los análisis de todos los modelos mixtos se realizaron con R a través del programa InfoStat (Di Rienzo et al. 2015), luego se realizaron pruebas LSD de Fisher para las comparaciones de las medias. Para controlar el error tipo I se usó el criterio de corrección de Bonferroni (Hsu 1996).

Los datos experimentales de biomasa y P remanente (Pt, Pi y Po) fueron expresados como porcentaje de la biomasa o P iniciales y graficados en función de (i) días desde la colocación de las bolsas con residuos en el campo y (ii) días de descomposición. Luego se procedió a seleccionar el modelo que mejor explica el comportamiento de los datos para cada escala temporal (Parte 1), y posteriormente se evaluó si existían diferencias en el modelo seleccionado de acuerdo a los tratamientos avena, centeno y raigrás (Parte 2). Por último, en caso de detectarse diferencias entre tratamientos, se evaluó cuáles eran los tratamientos que presentaban diferencias (Parte 3) (Schabenberger 2009).

### Parte 1

Cada set de datos, en cada año experimental, se ajustó a dos modelos: (1) modelo de decaimiento exponencial simple, o de una fase y (2) modelo de decaimiento exponencial asintótico (Fig. 2.2, Weider y Lang 1982)

$$y = 100 * \exp\{-\kappa x\} + e \quad (1)$$

$$y = \beta + (100 - \beta) * \exp\{-\kappa x\} + e \quad (2)$$

dónde  $y$  es la variable respuesta (biomasa o P remanente, expresado en % del valor inicial),  $\kappa$  es la tasa de descomposición relativa ( $\text{día}^{-1}$ ),  $\beta$  representa el plateau de la función (i.e., el porcentaje de biomasa o P que no se descompuso o liberó en el período estudiado),  $x$  es el tiempo expresado en días o en días de descomposición y  $e$  es el error aleatorio el cual se supone independiente y normalmente distribuido con varianza constante.

A través del método de mínimo cuadrado se obtuvieron las estimaciones de dichos modelos que se representan de la siguiente:

$$y = 100 * \exp\{-kx\} \quad (3)$$

$$y = b + (100 - b) * \exp\{-kx\} \quad (4)$$

dónde  $b$  es el estimador de  $\beta$  (%),  $k$  es el estimador de  $\kappa$  ( $\text{día}^{-1}$ ) y  $x$  es el tiempo (días calendario o días de descomposición).

La selección del modelo que corresponde a cada set de datos se realizó por comparación de los mismos a través del método de reducción de sumas de cuadrados (Archontoulis y Miguez 2015). Mediante este test se compararon las dos versiones del modelo: el modelo que tiene más parámetros fue considerado el modelo completo (2) y el otro, con menos parámetros, el modelo reducido (1). Se llegó al modelo reducido al restringir el parámetro  $\beta$  del modelo completo. La restricción en sí está implícita en las

hipótesis a probar:  $H_0: \beta = 0$  vs  $H_1: \beta \neq 0$ . La decisión se toma en base al cálculo del estadístico F.

### Parte 2

Para comparar si el modelo seleccionado presenta diferencias de acuerdo a los tratamientos (avena, centeno y raigrás), se procedió de manera similar al caso de un análisis estándar de la varianza. En primer lugar se evaluó si existían diferencias debido a los tratamientos, y en caso de existir diferencias, en segundo lugar se evaluó cuál/es tratamiento/s se diferencia/n en los coeficientes que describen la curva de descomposición.

Para detectar estas diferencias se comparó el modelo 1 ó 2 vs. el modelo 5 ó 6, respectivamente (de acuerdo al resultado de la Parte 1), siendo el primero el modelo reducido (considerando que los tratamientos comparten los mismos parámetros), y el último, el completo (considerando que cada tratamiento tiene sus parámetros propios):

$$y_i = 100 * \exp\{-k_i x\} + e \quad (5)$$

$$y_i = \beta_i + (100 - \beta_i) * \exp\{-k_i x\} + e \quad (6)$$

donde el subíndice  $i$  identifica el tratamiento. Los modelos (completo y reducido) se compararon a través del método de reducción de sumas de cuadrados mencionado anteriormente (Archontoulis y Miguez 2015). Si se rechaza  $H_0$ , entonces el análisis indica que existe un efecto de los tratamientos y se deben estimar distintos parámetros para los tratamientos, frente a la opción de estimar sólo uno ( $k$ , modelo 1) o dos ( $k$  y  $b$ , modelo 2), compartidos entre los tratamientos, si no se rechaza  $H_0$ .

### Parte 3

En los casos en los que se rechazó  $H_0$  en la Parte 2, se evaluó cual tratamiento produjo diferencias en los coeficientes que describen las curvas de descomposición. Para realizar la comparación de los coeficientes entre los distintos tratamientos se re-parametrizó el modelo como se presenta en el modelo 7 (este análisis se muestra sólo para el modelo asintótico, pero es equivalente para el modelo de decaimiento exponencial de una fase). Se generaron variables con valores 0 y 1 para identificar los tratamientos. Esto fue necesario para ajustar el modelo completo y adaptarlo a un modelo con seis parámetros (un valor de  $k$  y un valor de  $b$  para cada tratamiento). El modelo es equivalente al planteado anteriormente (modelo 6) pero parametrizado de forma tal que permite probar la hipótesis de igualdad de parámetros entre los tratamientos con solo correr el modelo y verificar si las diferencias ( $\Delta$ ) entre el valor de los parámetros en los distintos tratamientos es cero (Schabenberger 2009). En el modelo 7, T2 es la variable que indica que los datos pertenecen al tratamiento 2. Cuando se evalúan los datos del tratamiento 1, T2 y T3 son iguales a 0; para evaluar los datos del tratamiento 2, T2 toma valor 1 y T3 toma valor 0; y para el tratamiento 3, T2 es igual a 0 y T3 toma valor 1.

$$y_i = (\beta_1 + \Delta_{\beta_2} * T2 + \Delta_{\beta_3} * T3) + (100 - (\beta_1 + \Delta_{\beta_2} * T2 + \Delta_{\beta_3} * T3) * \exp\{-(\kappa_1 + \Delta_{\kappa_2} * T2 + \Delta_{\kappa_3} * T3)x\} + \varepsilon \quad (7)$$

Por ejemplo para determinar si existían diferencias en la asíntota ( $b$ ) entre el tratamiento 1 y 2, se verificó si  $\Delta_{\beta_2}=0$ , se observó el intervalo de confianza y se concluyó, si el mismo no incluye al 0, que dicha diferencia existe y por lo tanto es

necesario plantear un coeficiente distinto para el tratamiento 1 y el 2. Si dicho intervalo incluyó al 0, implicó que la diferencia es 0 y por lo tanto se estimó un solo coeficiente para ambos tratamientos. Esto se verificó para ambos parámetros ( $\beta$  y  $\kappa$ ) entre todos los tratamientos, para llegar al modelo final, reducido, en el que sólo se incluyeron las estimaciones de los parámetros que mostraron diferencias estadísticamente significativas. Se consideró que el mejor modelo era aquel que explicó la mayor variabilidad posible usando la menor cantidad de parámetros posibles. El modelo final se comparó con el modelo 7 a través de la prueba de reducción de sumas de cuadrados y se consideró el mejor, si entre ambos la diferencia fue no significativa.

Una vez seleccionado el mejor modelo, se estudió el cumplimiento de los supuestos. La normalidad se probó a través de la prueba de Shapiro-Wilks y del gráfico de QQ Plot. La bondad de ajuste del modelo y la homocedasticidad se verificaron mediante la observación del gráfico de dispersión de los residuos estudiantizados versus predichos. El supuesto de independencia se verificó a través de la prueba de rachas (Siegel y Castellan, 1988) y del gráfico de autocorrelación entre los residuos ( $i$ -ésimo residuo versus  $i+1$ -ésimo residuo).

Finalmente se calculó el Pseudo- $R^2$  (equivalente al  $R^2$  utilizado en regresión lineal) calculado como  $R^2 = 1 - \text{Suma de cuadrados (Residual) / Suma de cuadrados (Total Corregido)}$  (Archontoulis y Miguez 2015).

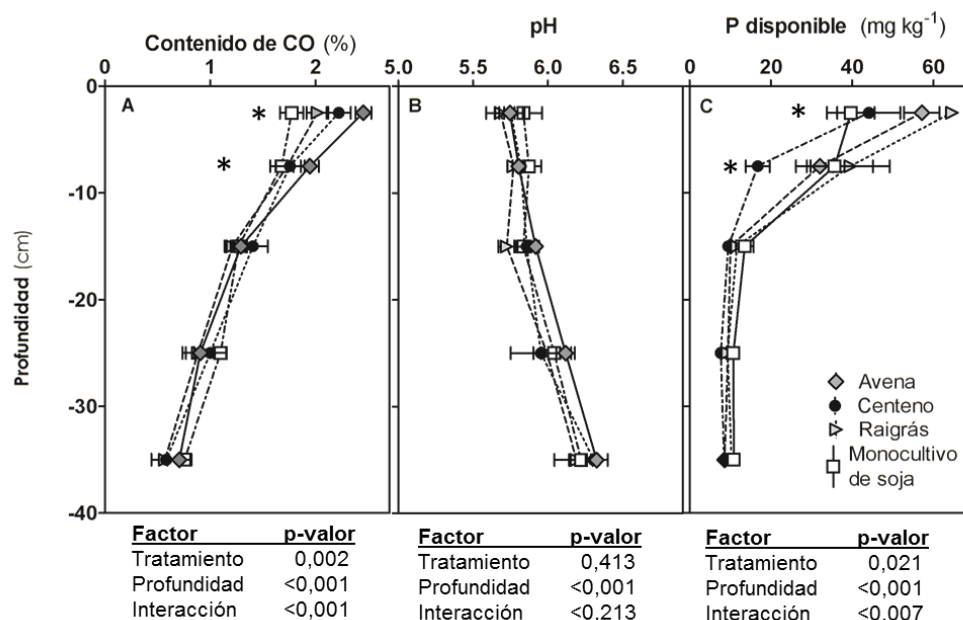
Los parámetros de los modelos no lineales ( $\kappa$  y  $\beta$ ) fueron comparados entre años, biomasa y fracciones de P, a través de los intervalos de confianza de cada estimación, considerando que los mismos no difieren cuando los intervalos no se solapan. Los análisis se realizaron a través del programa R (R Core Team 2015) y se utilizaron los paquetes (librerías) nlme (Pinheiro et al. 2015) y nlstools (Baty et al. 2015). Los script de R que indican cómo se realizaron las comparaciones descritas en esta sección se presentan en el Apéndice I.

## 2.3. Resultados

### 2.3.1. Características del suelo al inicio de los experimentos de descomposición.

La caracterización del suelo al momento de iniciar los experimentos de esta tesis mostró que la repetición de los CC sobre las mismas parcelas durante los 4 años previos (Fig. 2.3) causó modificaciones en el perfil del CO y P disponible, pero no impactó sobre el pH del suelo (Fig. 2.5). El CO del suelo presentó interacción estadísticamente significativa “tratamiento \* profundidad”: los tratamientos con CC presentaron mayor contenido de CO que el monocultivo de soja en los estratos más superficiales (Avena > Centeno > Raigrás > Monocultivo de soja, en el estrato 0-5 cm; y Avena > Centeno = Raigrás = Monocultivo de soja, en el estrato 5-10 cm). El P disponible del suelo también mostró interacción estadísticamente significativa entre tratamientos y profundidad. Al igual que para el caso del CO, las diferencias en el P disponible entre tratamientos se evidenciaron en los estratos más superficiales (Raigrás = Avena > Centeno = Monocultivo de soja en el estrato 0-5 cm; y Centeno > Avena = Raigrás = Monocultivo de soja en el estrato 5-10 cm). La variabilidad de los efectos de los tratamientos sobre el P disponible del suelo probablemente esté asociada a la heterogeneidad de la distribución espacial del fertilizante fosforado aplicado al voleo en

la superficie de las parcelas. El incremento en el P disponible en los estratos más superficiales de los tratamientos con CC probablemente tenga relación con el reiterado reciclado de P por parte de los CC durante los 4 años previos, que favorecería que el P en el suelo bajo se encuentre bajo formas más lábiles.



**Figura 2.5.** Perfiles de pH, carbono orgánico (CO) y P disponible del suelo luego de cuatro años de tratamientos con y sin cultivos de cobertura. Los puntos muestran los valores experimentales medios ( $n = 4$ ) y las barras horizontales el error estándar. Debajo de cada gráfico se indica la tabla de resultados de las pruebas de hipótesis según el modelo mixto planteado, y dentro de cada gráfico se representan asteriscos en las profundidades en las que se hallaron diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ( $\alpha = 0,05$ ).

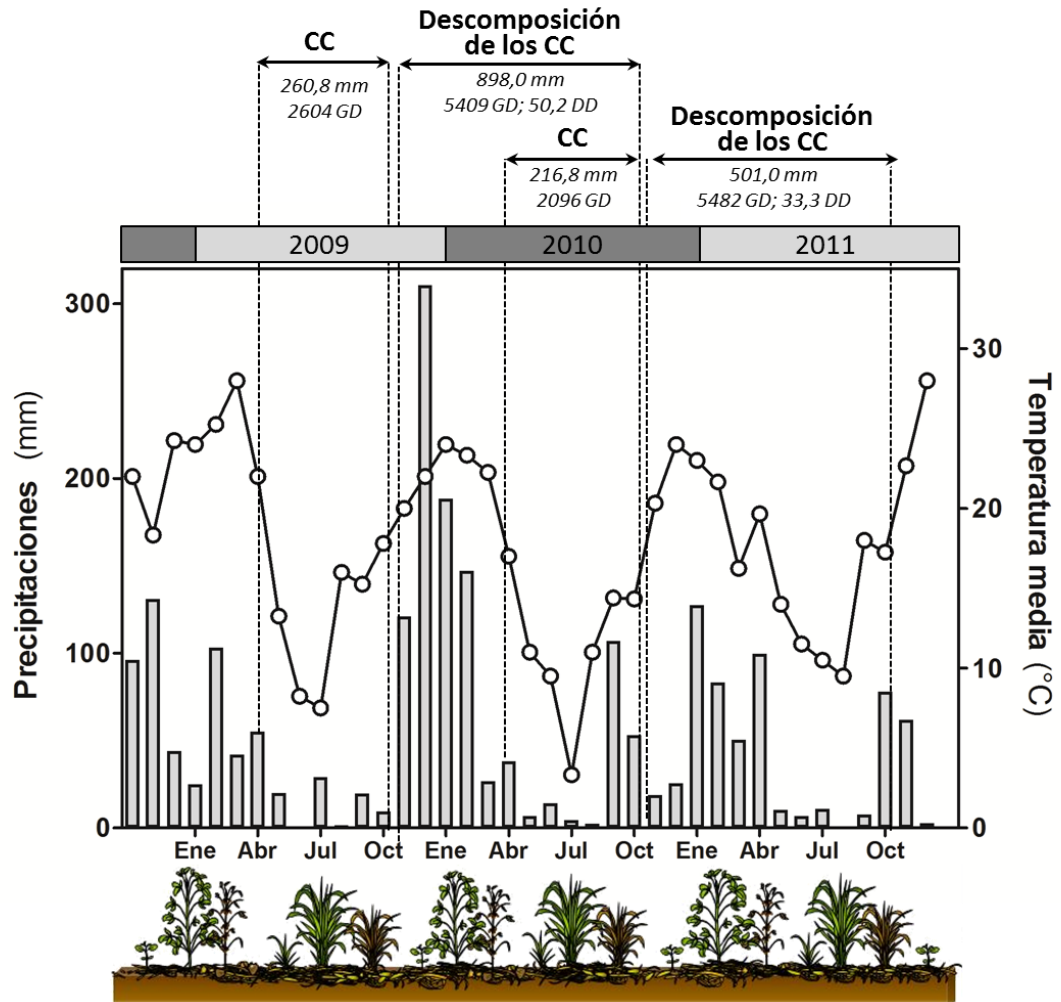
### 2.3.2. Condiciones climáticas

Los CC se desarrollaron durante el otoño tardío, invierno y primavera temprana de los años 2009 y 2010 (Fig. 2.6). El régimen de precipitaciones fue similar en ambos períodos de desarrollo: 260,8 y 216,8 mm en 44 y 46 eventos de precipitación en 2009 y 2010, respectivamente (Fig. 2.6). Sin embargo, los períodos difirieron en las lluvias caídas durante el verano anterior a la siembra de los CC (334 mm en 2009 y 539 mm en 2010) (Fig. 2.6).

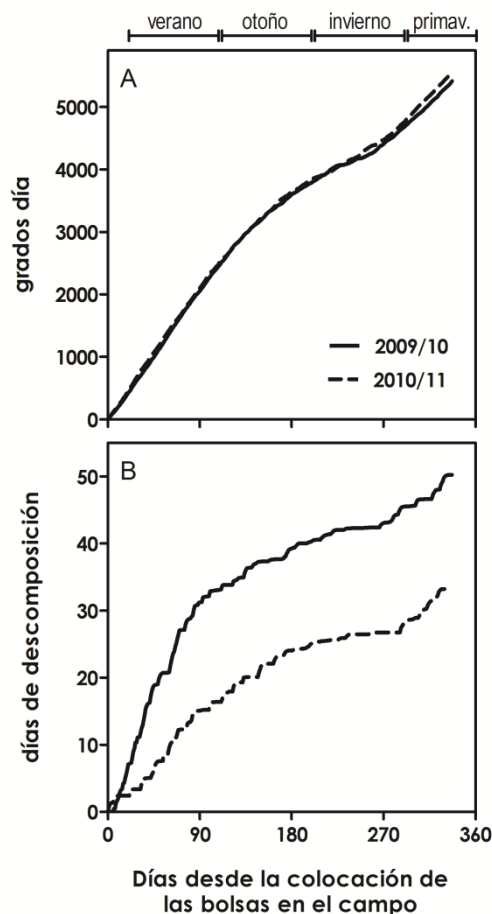
La descomposición de los residuos de los CC se determinó en forma anual, comenzando aproximadamente un mes después del secado, es decir, a principios de diciembre de 2009 y 2010. Las mayores temperaturas medias mensuales se registraron al inicio de los períodos de descomposición, seguidas por un marcado descenso en los meses de otoño e invierno (Fig. 2.6). Las temperaturas en ambos períodos de descomposición fueron similares (5409 y 5482 grados día acumulados en 2009/10 y 2010/11, respectivamente, Fig. 2.6 y 2.7 A). Las precipitaciones, sin embargo, presentaron amplias variaciones interanuales: en el período 2009/10 se acumularon 898 mm en 104 eventos de lluvia, mientras que en 2010/11 las precipitaciones sólo ascendieron a 501 mm en 71 eventos (Fig. 2.6). Estas diferencias indican que durante el primer año las condiciones ambientales fueron más favorables para la descomposición.



Estas diferencias interanuales se manifiestan también en la cantidad de días de descomposición acumulados en cada uno de los casos: 50,2 y 33,3 en los períodos 2009/10 y 2010/11, respectivamente (Fig. 2.6, 2.7 B).



**Figura 2.6.** Precipitaciones acumuladas (barras) y temperaturas medias (puntos) mensuales para los períodos de desarrollo de los cultivos de cobertura (CC) en 2009 y 2010, y de descomposición de sus residuos en 2009/10 y 2010/11. Para cada período se indican las precipitaciones y los grados día (GD) acumulados. Para los períodos de descomposición se indican además, los días de descomposición (DD) acumulados.



**Figura 2.7.** Acumulación de grados días (A) y días de descomposición (B) para los períodos 2009/10 y 2010/11 de descomposición de los residuos de los cultivos de cobertura.

### 2.3.3. Producción de biomasa aérea y composición inicial de residuos de CC

La producción de las tres especies de CC fue menor en 2009 que en 2010, pero mantuvo el mismo ordenamiento entre especies: centeno = avena > raigrás (Fig. 2.8, A y B). El aporte de biomasa de raigrás representó sólo el 31 y el 64% del aporte promedio de centeno y avena en 2009 y 2010, respectivamente. Al momento del secado de los CC, los residuos de centeno presentaron la mayor concentración de polímeros estructurales (lignina y celulosa) y la mayor relación C:N (Cuadro 2.1). Los residuos de raigrás presentaron las mayores concentraciones de N y P (Cuadro 2.1) y esta especie también mostró una menor relación C:P que avena, mientras que las diferencias respecto de centeno dependieron del año en estudio (Cuadro 2.1).

**Cuadro 2.1.** Composición química de los residuos de los cultivos de cobertura al momento del secado de los mismos en el año 2009 y 2010.

Propiedad del residuo	Año	Especies de CC						Factores y p-valores	
		Avena	Centeno	Raigrás	Especie	Año	Interacción		
C total, mg g <sup>-1</sup>	2009	435	434	425					
	2010	425	443	406					
Lignina, mg g <sup>-1</sup>	2009	31,67	44	35,67					
	2010	38,67	48,67	28,33					
Celulosa, mg g <sup>-1</sup>	2009	242	279	230					
	2010	287	299	265					
N total, mg g <sup>-1</sup>	2009	14,3	12,42	29,85					
	2010	18,33	15,62	20,9					
C:N	2009	30,43	34,94	14,24					
	2010	23,26	28,4	19,62					
P total, mg g <sup>-1</sup>	2009	1,64	2,08	2,13					
	2010	3,1	2,89	4,79					
C:P	2009	268	209	200					
	2010	137	154	85					
Pi, mg g <sup>-1</sup>	2009	1,12	1,44	1,28					
	2010	1,25	1,30	2,17					
Pi:Pt	2009	0,69	0,69	0,60					
	2010	0,40	0,45	0,45					

\*Letras distintas para cada variable muestran diferencias significativas ( $\alpha = 0,05$ ).

### 2.3.4. Descomposición de residuos de CC

La descomposición de los residuos de los CC se evaluó utilizando como escalas temporales los días calendario desde la colocación de las bolsas en el campo y los días de descomposición (Fig. 2.6, 2.7 B, Cuadro 2.2). Cuando se utilizaron los días de descomposición, sólo fue posible ajustar funciones de decaimiento exponencial en el período 2010/11 (Cuadro 2.2). Es por eso que en el resto del capítulo se continuó trabajando con la escala de días calendario. Los ajustes realizados con días de descomposición como escala temporal se presentan en el Apéndice II.

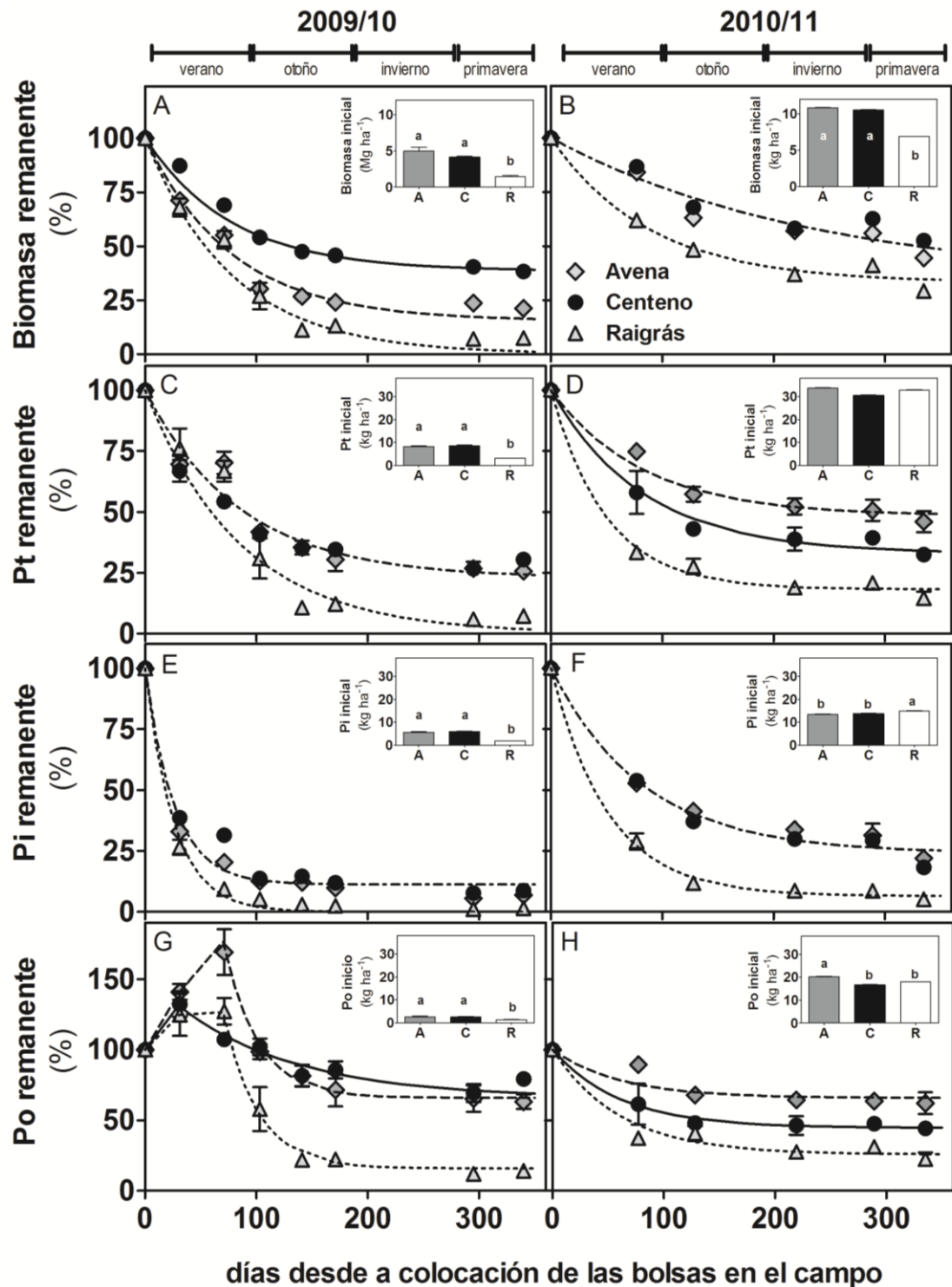
**Cuadro 2.2.** Coeficiente de determinación (Pseudo  $R^2$ ) para las funciones de decaimiento exponencial ajustadas a la descomposición y liberación de distintas fracciones de P (P total, Pt, P inorgánico, Pi, P orgánico, Po) de residuos de cultivos de cobertura con distintas escalas temporales .

Variable	Período de descomposición	Escala temporal	
		Días calendario	Días de descomposición
<b>Biomasa</b>	2009/10	0,98	sin ajuste (*)
	2010/11	0,95	0,97
<b>Pt</b>	2009/10	0,94	sin ajuste (*)
	2010/11	0,99	0,90
<b>Pi</b>	2009/10	0,98	sin ajuste (*)
	2010/11	0,99	0,99
<b>Po</b>	2009/10	0,99	sin ajuste (*)
	2010/11	0,96	0,96

(\*) Los datos experimentales no ajustaron correctamente a la función de decaimiento exponencial.

La dinámica de descomposición de los residuos de los CC pudo ser explicada satisfactoriamente mediante modelos de decaimiento asintóticos, excepto para los residuos de raigrás en 2009/10, que se descompusieron casi totalmente y por lo tanto la descomposición ajustó a un modelo de decaimiento exponencial simple, es decir, con plateau igual a cero (Fig. 2.8 A y B, Cuadro 2.3). Estos resultados indican que, en general, la descomposición de los residuos de los CC se desaceleró en el otoño y el invierno, dejando sobre la superficie del suelo cantidades significativas de residuos sin descomponer.

El patrón de descomposición de los residuos difirió entre especies de CC y entre años (Fig. 2.8 A, B, Cuadro 2.3). La descomposición de los tres CC ocurrió con la misma tasa ( $k_B$ ), pero cada especie alcanzó un plateau distinto (Fig. 2.8 A y B, Cuadro 2.3). En el período 2009/10 (más lluvioso) los residuos de raigrás se descompusieron completamente mientras que avena y centeno alcanzaron el plateau con valores de biomasa remanente de 15,4 y 38,4 %, respectivamente (Fig. 2.8 A, Cuadro 2.3). Sin embargo, en 2010/11 (más seco) las tres especies presentaron menores porcentajes de descomposición. En este segundo período, raigrás alcanzó un plateau de 25,3% y avena y centeno compartieron el mismo plateau, cercano al 50% del valor de biomasa inicial (Fig. 2.8 B, Cuadro 2.3). Estos porcentajes, sumados a la producción de cada CC, implican que la biomasa de residuos que permaneció cubriendo el suelo luego de un año de descomposición en el campo se encontró en el rango 0-1,7 t ha<sup>-1</sup>, 0,8-5,4 t ha<sup>-1</sup> y 1,6-5,3 t ha<sup>-1</sup> para raigrás, avena y centeno en 2009/10 y 2010/11, respectivamente.



**Figura 2.8.** Evolución de la biomasa, P total (Pt), P inorgánico (Pi) y P orgánico (Po) de los cultivos de cobertura en función de los días calendario durante los periodos de descomposición 2009/10 y 2010/11. Los puntos muestran los datos experimentales medios ( $n = 4$ ), las barras verticales el error estándar, y las líneas los modelos de decaimiento exponencial. Dentro de cada gráfico se muestra un sub-gráfico con los datos, expresados en  $\text{kg ha}^{-1}$ , de biomasa, P total, P inorgánico y P orgánico presentes inicialmente en las parcelas para avena (A), centeno (C) y raigrás (R). Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ( $\alpha = 0,05$ ).

**Cuadro 2.3.** Parámetros de las funciones de decaimiento exponencial ajustados a la biomasa, P total (Pt), P inorgánico (Pi) y P orgánico (Po) remanente de los residuos de los cultivos de cobertura en 2009/10 y 2010/11. El modelo completo muestra un parámetro para cada especie de cultivo de cobertura y el modelo reducido, los parámetros compartidos entre especies luego de comparar los modelos mediante test F ( $\alpha = 0,05$ ). Se indica el valor del Pseudo- $R^2$  para el modelo reducido.

Modelo completo				Modelo reducido		
2009/10	Especies de CC	k	Plateau	k	Plateau	R <sup>2</sup>
<b>Biomasa</b>	Avena	0.0149	19.7		15.4	
	Centeno	0.0105	35.8	0.0121	38.4	0.98
	Raigrás	0.0126	3.2		0.0	
<b>Pt</b>	Avena	0.0116	23.0		22.9	
	Centeno	0.0169	29.1	0.0117		0.9
	Raigrás	0.0107	1.6		0.0	
<b>Pi</b>	Avena	0.0398	9.6		11.3	
	Centeno	0.0309	11.3	0.0385		0.98
	Raigrás	0.0438	2.7		0.0	
<b>Po</b>	Centeno	0.0127	72.9	0.0095	65.8	
	Avena	0.0324	65.9	0.0325		0.99
	Raigrás	0.0307	13.2		15.8	
<b>2010/11</b>						
<b>Biomasa</b>	Avena	0.0052	37.0		50,1	
	Centeno	0.0057	46.8	0.0079		0.95
	Raigrás	0.0108	31.9		25,3	
<b>Pt</b>	Avena	0.0095	44.9	0.0121	48.4	
	Centeno	0.0142	35.0		32.9	0.99
	Raigrás	0.0251	18.2	0.0203	18.2	
<b>Pi</b>	Avena	0.0125	26.1	0.0121	24.1	
	Centeno	0.0118	22.1			0.99
	Raigrás	0.0194	6.4	0.0196	6.4	
<b>Po</b>	Avena	0.0070	56.8		65.7	
	Centeno	0.0173	45.0	0.0183	44.6	0.96
	Raigrás	0.0218	28.2		25.6	

### 2.3.5. Fósforo en los residuos de los CC

La cantidad de Pt en los residuos al momento del secado de los CC varió entre especies y entre años experimentales (Fig. 2.8 C y D). En 2009, los residuos de avena y centeno presentaron un promedio de 7,8 kg Pt ha<sup>-1</sup>, mientras que los de raigrás sólo contenían 3,0 kg Pt ha<sup>-1</sup> (Fig. 2.8 C). En 2010, el incremento en la producción de biomasa de las tres especies determinó una mayor cantidad de P en los residuos, con un promedio de 32,2 kg Pt ha<sup>-1</sup>, sin diferencias significativas entre especies (Fig. 2.8 D). La relación Pi:Pt de los residuos también mostró grandes diferencias interanuales, pero pequeñas diferencias interespecíficas (Cuadro 2.1). En 2009, los residuos mostraron un rango de Pi:Pt entre el 60 y el 70%, pero en 2010 esta relación se redujo a 40-46%. A pesar de la menor relación Pi:Pt, el contenido Pi de los residuos fue mayor en 2010 debido a la

mayor producción de biomasa y concentración de Pt en los residuos ( $14 \text{ kg ha}^{-1}$  Pi en promedio entre CC, Fig. 2.8 F).

### 2.3.6. Cambios en el contenido de Pt durante la descomposición

La evolución del Pt de los residuos siguió un modelo de decaimiento exponencial asintótico en los dos períodos evaluados excepto para los residuos de raigrás en 2009/10, que ajustaron a un modelo de decaimiento exponencial simple (Fig. 2.8 C y D, Cuadro 2.3). Esta dinámica es equivalente a la descrita para la biomasa de los residuos. La liberación del Pt se llevó a cabo con la misma tasa ( $k_{Pt}$ ) para todas las especies de CC en 2009/10, pero la liberación fue completa para raigrás, mientras que los residuos de avena y centeno retuvieron alrededor del 23 % del Pt inicialmente presente en sus residuos (Fig. 2.8 C, Cuadro 2.3), equivalente a  $2 \text{ kg Pt ha}^{-1}$ . En 2010/11, sin embargo, la liberación del Pt desde los residuos fue menos intensa (Fig. 2.8 D). En este segundo período, la  $k_{Pt}$  mostró diferencias entre tratamientos (raigrás > avena = centeno) y también el plateau (avena > centeno > raigrás) (Fig. 2.8 D, Cuadro 2.3). Considerando el contenido inicial de Pt, estos resultados indican que en 2010/11 todas las especies de CC retuvieron una cantidad agrónicamente importante de Pt ( $6 - 16 \text{ kg Pt ha}^{-1}$ ) en sus residuos luego de un año de descomposición.

### 2.3.7. Cambios en el contenido de Pi durante la descomposición

La evolución de Pi en los residuos siguió una función de decaimiento exponencial asintótica, excepto para los residuos de raigrás, que ajustaron a un modelo de decaimiento exponencial simple (i.e., con plateau igual a cero) (Fig. 2.8 E y F, Cuadro 2.3). Esta dinámica es equivalente a la descrita para biomasa y Pt. Al igual que para  $k_{Pt}$ , la liberación del Pi ocurrió con el mismo  $k_{Pi}$  para las tres especies de CC en 2009/10, pero esta tasa fue mayor para raigrás que para avena y centeno en 2010/11 Fig. (2.8 E y F, Cuadro 2.3). El plateau alcanzado en el proceso de liberación del Pi fue siempre menor para raigrás que para avena y centeno. Raigrás, que es la especie cuyos residuos presentaron la mayor labilidad, liberó todo el Pi presente inicialmente en sus residuos en el término de un año en el período 2009/10 y retuvo sólo el 6,4% en el período 2010/11, más seco (Fig. 2.8 E y F, Cuadro 2.3). Sin embargo, los residuos de avena y centeno retuvieron el 11,3 y 24,1% del contenido inicial de Pi en 2009/10 y 2010/11, respectivamente. Considerando los valores absolutos del contenido inicial, estos porcentajes implican que sólo los residuos de centeno y avena en 2010/11 retuvieron una cantidad agrónicamente importante de Pi (alrededor de  $3 \text{ kg Pi ha}^{-1}$ ) luego de un año de descomposición en el campo.

### 2.3.8. Cambios en el contenido de Po durante la descomposición

La evolución del Po dentro de los residuos mostró un comportamiento diferente en cada uno de los períodos evaluados (Fig. 2.8 G y H, Cuadro 2.3). En 2009/10 tuvo lugar un incremento inicial del contenido de Po en los residuos de las tres especies de CC, que alcanzaron valores del 127-169% del Po inicialmente presente en los residuos en los primeros 31 y 71 días en el campo (Fig. 2.8 G). En todos los casos, luego de esta fase ocurrió un decaimiento exponencial asintótico del Po de los residuos (Fig. 2.8 G). Los modelos de descomposición fueron ajustados comenzando en el momento de mayor contenido de Po (31 días para centeno y 71 días para avena y

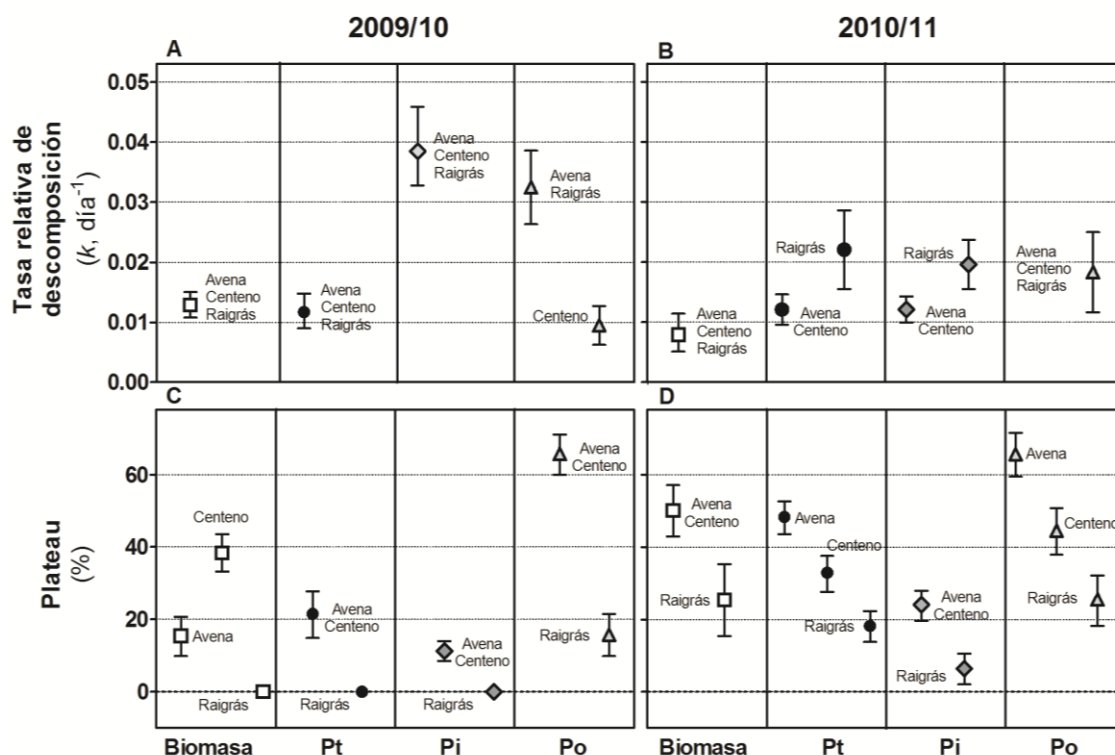
raigrás). Las líneas de la fase de incremento sólo unen los puntos de los distintos tratamientos sin representar ninguna función (Fig. 2.8 G). El  $k_{Po}$  de los residuos de avena y raigrás fue más de tres veces mayor que para centeno, pero el plateau de avena y centeno fue cuatro veces mayor que el de raigrás (Fig. 2.8 G, Cuadro 2.3). En 2010/11, sin embargo, el contenido de Po disminuyó de acuerdo al modelo de decaimiento exponencial asintótico desde el inicio de la descomposición (Fig. 2.8 H, Cuadro 2.3). En este período la descomposición del Po ocurrió a la misma tasa para las distintas especies, pero el plateau fue diferente, y alcanzó valores del 65,7, 44,6 y 25,6% del valor inicial de Po para avena, centeno y raigrás, respectivamente. La cantidad de Po retenida en los residuos de los CC fue agronómicamente significativa en los residuos de avena y centeno en ambos años (2 - 12 kg Po ha<sup>-1</sup>), mientras que en raigrás sólo fue significativa en 2010/11 (aproximadamente 5 kg Po ha<sup>-1</sup>).

### **2.3.9. Comparación de $k$ y plateau correspondientes a la descomposición de biomasa y a la liberación de las fracciones de P**

La descomposición de la biomasa y la liberación de Pt ocurrieron generalmente con similar tasa y plateau (Fig. 2.9). Las únicas excepciones fueron los residuos de raigrás en 2010/11, para los que  $k_{Pt}$  fue mayor que  $k_B$  (Fig. 2.9 B) y los residuos de centeno, para los que en ambos años el plateau de la biomasa fue mayor que el del Pt remanente (Fig. 2.9 C y D). En el período lluvioso 2009/10 la liberación de Pi ocurrió a una tasa más de tres veces mayor que la descomposición de la biomasa y que la liberación de Pt (Fig. 2.9 A). Sin embargo, en el período más seco, 2010/11, no hubo diferencias entre  $k_{Pi}$  y  $k_{Pt}$ , y sólo raigrás presentó  $k_{Pi} > k_B$  (Fig. 2.9 B). El plateau que alcanzó el Pi remanente de los residuos fue generalmente menor que el correspondiente al Pt, y en todos los casos menor al plateau de la biomasa (Fig. 2.9 C y D).

La dinámica del Po mostró grandes diferencias interanuales. En 2009/10 los valores de  $k_{Po}$  de avena y raigrás fueron casi tres veces mayores a los de  $k_B$  y  $k_{Pt}$  (Fig. 2.9 A). Sin embargo, para los residuos de centeno  $k_{Po}$  fue menor que para las demás especies, e incluso menor que  $k_{Pi}$  y similar a  $k_B$  y  $k_{Pt}$ . El plateau alcanzado por el Po remanente en 2009/10 fue mayor que el plateau de biomasa, Pt y Pi para todas las especies (Fig. 2.9 C). En 2010/11,  $k_{Po}$  fue mayor que  $k_B$  pero no difirió de  $k_{Pt}$  y  $k_{Pi}$  (Fig. 2.9 B). El Plateau alcanzado por el Po en este período fue mayor que el plateau de la biomasa remanente sólo en el caso de los residuos de avena, mayor que el plateau del Pt en los residuos de avena y centeno y mayor que el plateau del Pi para los residuos de todos los CC (Fig. 2.9 D).





**Figura 2.9.** Tasas relativas de descomposición ( $k$ ) y plateau estimados para la biomasa de residuos, P total (Pt), P orgánico (Po) y P inorgánico (Pi) de los residuos de los cultivos de cobertura, calculados utilizando días calendario como escala temporal, durante los períodos de descomposición 2009/10 y 2010/11. Los parámetros que se comparten entre especies se indican al lado de cada punto. Los puntos representan los valores estimados de  $k$  o del plateau por el modelo reducido de decaimiento exponencial y las barras verticales, el intervalo de confianza (95%) de cada estimación.

## 2.4. Discusión

### 2.4.1. Aporte y descomposición de residuos de los CC

La primera hipótesis de este capítulo establecía que la descomposición de los residuos de los CC en los sistemas agrícolas del Oeste de la Región Pampeana Argentina seguiría un modelo asintótico, y que por lo tanto, la biomasa remanente dependería no sólo del aporte de residuos y de su tasa de descomposición, sino también del plateau que se alcance al llegar las estaciones secas y frías. En nuestros experimentos de campo observamos que los residuos de los CC de mayor productividad, avena y centeno (Fig. 2.8 A y B), se descomponían siguiendo una función de decaimiento exponencial asintótica, i.e., determinada por dos variables:  $k$  y plateau (Fig. 2.8 A y B, Cuadro 2.3). Estos resultados concuerdan con la hipótesis planteada. Los residuos de la especie menos productiva, raigrás, mostraron sin embargo, prácticamente una total descomposición en el primer período evaluado (2009/10) (Fig 2.8 A, Cuadro 2.3), y por lo tanto los resultados de esta especie ajustaron mejor a una función de decaimiento exponencial simple (i.e., con plateau igual a cero, Cuadro 2.2). Estos resultados aportan evidencias para rechazar la hipótesis. En términos generales, estos resultados indican que, en el Oeste de la Región Pampeana, avena y centeno serían especies de CC con mejores atributos que raigrás en términos de mantenimiento del suelo cubierto, ya que presentaron residuos de mayor perdurabilidad.

La mayoría de los estudios sobre descomposición de residuos han explicado la dinámica de la biomasa remanente en función del tiempo mediante modelos de decaimiento exponencial simple (Schomberg y Steiner 1999, Kwabiah et al. 1999, Kalburtji y Mamolos 2000, Jalali y Ranjbar, 2009, Murungu et al. 2011). Este modelo implica que  $k_B$  es la misma durante todo el proceso de descomposición. Sin embargo,  $k_B$  depende de múltiples factores, entre ellos la humedad y la temperatura (Zhang et al. 2008, Hui et al. 2011), que presentan variaciones estacionales en condiciones de campo. Por lo tanto, las razones por las que se ha elegido este modelo pueden ser: (i) el corto plazo de los estudios realizados, que no incluyen estaciones contrastantes en condiciones de campo (Kwabiah et al. 1999, Murungu et al. 2011); (ii) las condiciones de temperatura y humedad constantes en los estudios que se llevan a cabo en incubaciones (Baggie et al. 2004, Jalali y Ranjbar 2009); (iii) condiciones climáticas en el campo que no producen largos plateau o incrementos bruscos en la descomposición (Schomberg y Steiner 1999, Kalburtji y Mamolos 2000); o (iv) el uso de escalas de tiempo normalizadas en base a las condiciones climáticas (e.g., días de descomposición; Steiner et al. 1999, Ruffo y Bollero 2003). En este trabajo se utilizó una escala normalizada en función de días de descomposición, pero sólo fue posible ajustar modelos de decaimiento exponencial en uno de los dos años experimentales (Cuadro 2.2, Apéndice II). Efectivamente, las funciones ajustadas en base a la escala normalizada fueron de decaimiento exponencial simple (Apéndice II), pero nuestros resultados sólo permitieron comparar las distintas escalas en el período 2010/11. El análisis en función de los días calendario mostró que la evolución anual de la biomasa remanente en los CC de mayor productividad alcanzó un plateau, que sería temporal y causado por las condiciones ambientales de las estaciones secas y frías (Fig. 2.6). Seguramente la descomposición de los residuos se reactivará nuevamente al comenzar las estaciones cálidas y lluviosas (Fig. 2.6), pero debido a los cambios que han sufrido los residuos, esta segunda fase de descomposición estaría asociada a una  $k_B$  diferente a la de la primera fase. El modelo asintótico, por lo tanto, permite explicar la descomposición anual de los residuos de CC de alta productividad en condiciones de siembra directa en el Oeste la Región Pampeana. Otras investigaciones también han utilizado funciones de decaimiento exponencial asintóticas para explicar la dinámica de la descomposición a campo de los residuos de CC. Por ejemplo, Rannels y Waggoner (1996) utilizaron este modelo para explicar la evolución de la materia seca y el N remanente en los residuos de CC de gramíneas y leguminosas en un experimento de campo de 4 meses de duración en Carolina del Norte (Coastal Plain, EE.UU.). Del mismo modo, Lupwayi et al. (2004) explicaron la descomposición anual de la biomasa de residuos de CC (trébol) y rastrojos de residuos de cosecha (arveja, canola y trigo) mediante el uso de modelos asintóticos en el norte de Alberta (Canadá).

Tanto la productividad de los CC como la descomposición de sus residuos dependieron de las condiciones climáticas y de la especie de CC. La producción de biomasa de los tres CC fue mucho mayor en 2010 que en 2009 (Fig. 2.8 A y B), probablemente debido a las condiciones hídricas más favorables en los meses previos a la siembra de los CC (Fig 2.6). Independientemente de estas diferencias interanuales, la productividad de los CC de nuestro estudio fue elevada en relación con lo informado en otros estudios de la Región Pampeana (Restovich et al. 2011) y de otras regiones del mundo (Snapp et al. 2005). Las mayores precipitaciones registradas durante la descomposición de los residuos en 2009/10 respecto de 2010/11 (Fig. 2.6) serían responsables del mayor porcentaje de descomposición de biomasa en este primer

período (plateau menor, Cuadro 2.3, Fig. 2.9 C y D). Las especies de CC presentaron diferente grado de desarrollo al momento del secado, lo que se tradujo en diferencias en la composición inicial de los residuos (Cuadro 2.1): raigrás fue la especie que alcanzó menor desarrollo y presentó residuos de mayor calidad (i.e. residuos de rápida descomposición con elevado contenido de N y baja C:N, e.g. Fonte y Six 2010) mientras que avena y centeno alcanzaron mayor grado de desarrollo y presentaron residuos de menor calidad. Numerosos estudios han demostrado que la calidad del residuo determina el valor de  $k_B$  (tal como lo indica la revisión de Zhang et al. 2008). En este estudio, las diferencias en la composición química inicial de los residuos no se tradujeron en distintas  $k_B$ , aunque sí en distintos plateau (Fig. 2.9), que indicaron que los residuos más lábiles presentaron mayor descomposición anual que aquellos más recalcitrantes (Cuadros 2.1 y 2.3). Esta diferencia con los estudios previos estaría relacionada a la metodología de análisis de los datos basada en la comparación de dos variables (*plateau* y *k*) mediante el uso de modelos asintóticos, en lugar de sólo una (*k*), en el caso de los modelos de decaimiento exponencial simple. De hecho, el análisis realizado sobre la descomposición de los residuos en el segundo año mediante la utilización de días de descomposición como escala temporal ajustó a funciones de decaimiento exponencial simple (Fig. 1 y Cuadro 1 del Apéndice II), y en ese caso las diferencias en la composición química de los residuos sí se tradujeron en distintas  $k_B$  (Cuadro 1 y Fig. 2 del Apéndice II).

#### 2.4.2. Liberación de P desde los residuos de CC

Además de estudiar la descomposición de la biomasa de los CC, en este capítulo examinamos el contenido de P, el fraccionamiento en especies químicas orgánicas e inorgánicas y la liberación de cada una de estas fracciones desde los residuos. La concentración de Pt en los residuos ( $1,64 - 4,79 \text{ g Pt kg}^{-1}$ , Cuadro 2.1) y la proporción de Pi ( $40 - 69 \%$  de Pt, Cuadro 2.1) estuvieron en el rango encontrado en residuos de CC por otros estudios (Cavigelli y Thien 2003, Lupwayi et al. 2007, Takeda et al. 2009, Damon et al. 2014). La dinámica de liberación del Pt desde los residuos siguió patrones similares a los de descomposición de la biomasa (Fig. 2.8 y 2.9), de acuerdo con la aceptada correlación entre la descomposición del C y el Pt (Baggie et al. 2004, Jalali y Ranjbar 2009). La liberación del Pi, sin embargo, mostró un comportamiento diferente. En este sentido, nuestra segunda hipótesis establecía que la liberación de Pi desde los residuos de los CC es más rápida que la descomposición de la biomasa en condiciones de campo bajo siembra directa. Los valores experimentales de  $k_{Pi}$  fueron más de tres veces mayores que los de  $k_B$  para las tres especies de CC en 2009/10 (Fig. 2.9), y sólo raigrás presentó  $k_{Pi} > k_B$  en 2010/11. En este segundo período, sin embargo, el plateau alcanzado por la biomasa de residuos fue 2-4 veces mayor que el correspondiente al Pi. Estos resultados, de acuerdo con la hipótesis planteada, indican que la liberación de Pi fue siempre mayor que la descomposición de la biomasa. Estos patrones implican que los CC permitirían mantener el suelo cubierto con residuos mientras una gran proporción del P absorbido por el CC sería liberado bajo la forma de especies solubles de P, potencialmente disponibles para la absorción por parte de las plantas. En nuestros experimentos, la liberación del Pi dependió de la calidad de los residuos y de las condiciones climáticas, aspectos que serán discutidos a continuación.

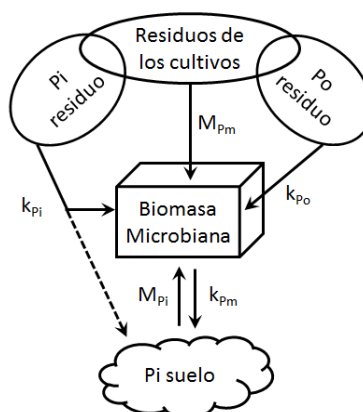
Por un lado, la liberación del Pi mostró diferencias inter-específicas asociadas a la calidad de los residuos: independientemente del contenido de Pi, la  $k_{Pi}$  y/o el plateau

indicaron mayor liberación de esta fracción en los residuos más lábiles (raigrás > avena y centeno, Fig 2.9). Estos resultados sugieren cierta relación entre la descomposición de la biomasa y la liberación del Pi (Baggie et al. 2004). Si bien los residuos contenían un alto porcentaje de Pi (> 40% del Pt), la liberación de esta fracción requeriría en parte de la ruptura de las estructuras carbonadas de la matriz de los residuos para que el Pi pueda ser arrastrado por el agua de lluvia y liberado de los mismos (Bromfield y Jones 1972). Estudios previos (Kwabiah et al 2003, Salas et al. 2003, Jalali y Ranjbar 2009) sugirieron que la liberación del Pi desde los residuos vegetales sería independiente de la utilización del C por la biomasa microbiana. Sin embargo, esos experimentos se llevaron a cabo con residuos finamente molidos en íntimo contacto con el suelo, que probablemente no permitieron manifestar este efecto (Friesen y Blair 1988).

Por otro lado, nuestros resultados sugieren que  $k_{Pi}$  depende de la intensidad de las lluvias en siembra directa. Los valores experimentales de  $k_{Pi}$  fueron casi tres veces mayores que los de  $k_B$  en el período más lluvioso (2009/10), mientras que en el año de menores precipitaciones (2010/11) dichas tasas no se diferenciaron para los residuos de avena y centeno, y sólo en el caso del raigrás hubo diferencia, aunque menor que la registrada en el período anterior (2.4 veces, Fig. 2.9). Estos resultados concuerdan con lo observado previamente en condiciones controladas por Bromfield y Jones (1972), quienes concluyeron que la liberación del Pi desde residuos intactos dependía de la intensidad y frecuencia de la lluvia simulada. Las condiciones experimentales de nuestro estudio, sin embargo, no permitieron aislar el efecto de las precipitaciones de aquellos relacionados a la calidad y cantidad de residuos aportados al suelo en cada año. Ciertamente en 2009/10 tuvo lugar un ambiente más propicio para la liberación del Pi desde los residuos, probablemente debido a la mayor proporción de Pi en los residuos producidos en 2009 (66 vs. 43% del Pt, Cuadro 2.1) conjuntamente con una capa más delgada de residuos (casi 6000 kg ha<sup>-1</sup> menos de aporte de residuos en promedio para las tres especies, Fig. 2.8 A y B) y mayores precipitaciones durante el período de descomposición (aproximadamente 400 mm adicionales, Fig. 2.6).

El comportamiento del P dentro de los residuos depende del contenido de Pt, la proporción de Pi y la relación C:P de mismo (Jones y Bromfield 1969, Noack et al. 2012). En general, se asume que si la concentración de P del residuo es menor a 2 g kg<sup>-1</sup> o bien si la relación C:P es superior a 300, ocurrirá inmovilización neta de P (Fuller et al. 1956, Iyamuremye y Dick 1996). En nuestros experimentos, las relaciones C:P de los residuos fueron suficientemente bajas para evitar la inmovilización, pero la concentración de P en los residuos del primer período fue cercana al valor umbral (Cuadro 2.1). Aunque en todos los casos fue posible ajustar los modelos de decaimiento exponencial para Pt, lo que indica que no ocurrió inmovilización neta, la dinámica de Po en el primer período mostró un incremento inicial. Estos datos indican que tuvo lugar un proceso de inmovilización bruta sobre esos residuos. Este proceso puede ocurrir debido a que la biomasa microbiana actúa no sólo en el suelo (i.e., en el entorno de los residuos), sino también en el residuo en sí mismo, tomando P desde el suelo o bien desde la fracción Pi del residuo, para mineralizar las estructuras carbonadas e incrementando de esta forma el contenido de Po (Ladd et al. 1995, Grace et al. 2006). Debido a que la intensidad de la inmovilización bruta (Fig. 2.8 G) fue menor que la liberación de Pi (Fig. 2.8 E), no ocurrió inmovilización neta en ningún caso (Fig. 2.8 C). Estos resultados sugieren que el proceso de inmovilización bruta podría producirse a partir de la absorción de la fracción de Pi presente inicialmente en el residuo por parte de los microorganismos que lo colonizan.

Los estudios que han cuantificado la evolución de P dentro de los residuos muestran casi exclusivamente la evolución del Pt en el residuo remanente, es decir, no discriminan entre fracciones de P (Kalburtji y Mamolos 2000, Salas et al. 2003, Lupwayi et al. 2007, Jalali y Ranjbar 2009). Recientemente, Damon et al. (2014) propusieron un modelo empírico para caracterizar la liberación de P desde los residuos de cultivos (Fig. 2.10). Los autores consideraron que dos de los procesos clave de la transferencia de P entre los residuos y el suelo están representados por  $k_{Pi}$  y  $k_{Po}$  y asignaron valores empíricos para estas tasas. Los valores de  $k_{Pi}$  medidos en nuestro estudio ( $0,038 \text{ día}^{-1}$  y  $0,016 \text{ día}^{-1}$ , en promedio para los períodos 2009/10 y 2010/11, respectivamente) se encuentran en el orden de los propuestos por el modelo de Damon et al. (2014) ( $0,04 \text{ día}^{-1}$  y  $0,02 \text{ día}^{-1}$ , en condiciones de humedad óptima y más secas, respectivamente). Sin embargo, nuestros valores experimentales de  $k_{Po}$  ( $0,021 \text{ día}^{-1}$  y  $0,018 \text{ día}^{-1}$ , en promedio entre especies) son un orden de magnitud mayor que los propuestos por el modelo ( $0,0029 \text{ día}^{-1}$  y  $0,0014 \text{ día}^{-1}$ ) en condiciones de mayor y menor humedad, respectivamente. Los valores extremadamente altos de  $k_{Po}$  en los residuos de raigrás y avena en 2009/10 (Fig. 2.8 G, Fig. 2.9 A) estarían asociados a la calidad del sustrato sujeto a descomposición, dado que una gran parte del Po mineralizado corresponde al P recientemente inmovilizado dentro de la biomasa microbiana. Por lo tanto, esta fracción de Po sería más lábil que aquella que constituye la matriz de los residuos vegetales. De hecho, el  $k_{Po}$  fue significativamente menor para los residuos de centeno (Fig. 2.9 A), que experimentaron una inmovilización de menor intensidad que los de avena y raigrás (Fig. 2.8 G). Otra posible explicación para esta discrepancia entre nuestros resultados y los propuestos por Damon et al. (2014) tendría relación con las estimaciones de  $k_{Pi}$  y  $k_{Po}$ . Muchos de los estudios previos no discriminan entre fracciones dentro del residuo, sino que sólo ajustan un valor de  $k_P$  (e.g. Kalburtji y Mamolos 2000, Lupwayi et al. 2007) o bien distintos valores de  $k_P$  correspondientes a distintas etapas de la descomposición (Jalali y Ranjbar 2009). Si bien esta última alternativa permite estimar los valores de  $k_{Pi}$  y  $k_{Po}$ , lo hace bajo la asunción de que la liberación de la fracción Pi es un proceso anterior e independiente de la liberación de la fracción Po. Sin embargo, estos procesos ocurren simultáneamente durante la descomposición de los residuos. Probablemente los estudios que no diferencian entre las fracciones adjudiquen parte de la descomposición inicial del Po como liberación de la fracción Pi, y por lo tanto el Po remanente resultaría ser más recalcitrante. Esta hipótesis debería ser probada por los futuros estudios que cuantifiquen la evolución de las fracciones Pi y Po dentro de los residuos y, simultáneamente, la liberación de las mismas hacia el entorno y la inmovilización en la biomasa microbiana.



**Figura 2.10.** Representación esquemática de las fracciones conceptuales de P y vectores. “Pi del residuo” representa los fosfatos solubles en agua y “Po del residuo” representa la fracción de P unida orgánicamente, dentro de los “Residuos de los cultivos”. “Pi del suelo” representa todo el Pi que está asociado con los componentes minerales del suelo que es potencialmente intercambiable con la solución del suelo. “ $k_{pi}$ ” y “ $k_{po}$ ” representan las tasas de liberación del “Pi del residuo” y “Po del residuo”, respectivamente. “ $M_{pm}$ ” representa la cantidad de Pi asimilada por la “Biomasa microbiana” cuando hay una proliferación de la misma en respuesta a la disponibilidad de sustratos carbonados desde los “Residuos de los cultivos”, mientras que “ $M_{pi}$ ” representa la absorción de “Pi del suelo” por la “Biomasa Microbiana” estimulada cuando el P liberado desde los residuos de los cultivos es menor que “ $M_{pm}$ ”. “ $k_{pm}$ ” representa la tasa de liberación del Pi desde la “Biomasa Microbiana” en el proceso de decaimiento provocado por la disminución de sustratos carbonados desde los “Residuos de los cultivos”. Reproducido de Damon et al. (2014).

Para nuestro conocimiento, este sería el primer estudio que informaría valores empíricos de  $k_{pi}$  y  $k_{po}$  de residuos que se descomponen en condiciones de campo bajo siembra directa. Los estudios previos sobre la liberación de las fracciones de P se han llevado a cabo en incubaciones con condiciones ambientales controladas (Kwabiah et al. 2003, Salas et al. 2003, Jalali y Ranjbar 2009). Estos estudios han encontrado que la liberación del Pi de los residuos ocurre de forma prácticamente inmediata, i.e., en los primeros días o incluso en las primeras horas de la incubación (Nziguheba, et al 1998, Kwabiah et al. 2003, Salas et al. 2003, Ha et al. 2007). Nuestros resultados, sin embargo, mostraron que el Pi se liberó gradualmente desde los residuos, e incluso, que éstos pueden retener un porcentaje significativo de dicha fracción luego de un año de descomposición (Fig. 2.8 C y D). Las razones de la discrepancia con los resultados de nuestro estudio estarían relacionadas a las diferencias en las condiciones experimentales de la descomposición. Los estudios en incubaciones generalmente involucran residuos finamente molidos mezclados íntimamente con el suelo (Jones y Bromfield 1969, White y Ayuob 1983, Friesen y Blair 1988, McLaughlin et al. 1988a, b, c, Kwabiah et al. 2003, Salas et al. 2003, Ha et al. 2008, Jalali y Ranjbar 2009, Nachimuthu et al. 2009, Malik et al. 2012). La molienda aumenta el área superficial del residuo y el enterrado de los mismos incrementa el contacto suelo-residuos y por lo tanto favorece la colonización microbiana y el intercambio de agua y nutrientes (Guérif et al. 2001). Estos procesos se producen más lentamente si los residuos se mantienen en la superficie del suelo, como ocurre en condiciones de campo bajo siembra directa (Friesen y Blair 1988, Noack et al. 2014). Las condiciones de humedad también serían responsables de las diferencias en la liberación de Pi de las incubaciones y los estudios de campo. En los experimentos de incubación la humedad del suelo se mantiene generalmente constante mediante riegos periódicos, que favorecen la liberación del Pi (Umrit y Friesen 1994, Kwabiah et al. 2003, Ha et al. 2008, Malik et al. 2012). Esta condición ciertamente no es representativa del ambiente en el que se descomponen los residuos en el campo.

Los resultados de este estudio deben analizarse en el marco de los alcances y limitaciones de la aproximación experimental utilizada. Por un lado, los resultados de la descomposición muestran la evolución de las fracciones de P en los residuos sumadas a las fracciones presentes en la biomasa microbiana que los colonizó (Schomber y Steiner 1999). La discriminación entre estas dos fracciones requiere el uso de distintos isótopos de P, pero debido a su escasa vida media, no es posible realizar estudios de plazo mayor a unos pocos meses (Damon et al. 2014). Por otro lado, este estudio no nos permitió hacer un seguimiento de las fracciones presentes inicialmente en el residuo. Es decir, no podemos aseverar si el  $P_i$  presente en los residuos al final de la descomposición pertenecía a la fracción  $P_i$  de los residuos que se colocaron inicialmente en el campo, o si proviene de la mineralización del  $P_o$  (propio del residuo o bien inmovilizado desde el suelo) llevada a cabo dentro del residuo por la biomasa microbiana, o aún por las propias enzimas vegetales (Martin y Cunningham 1973, Ladd et al. 1995). Los experimentos llevados a cabo en este estudio permitieron la cuantificación de las tasas  $k_{P_i}$  y  $k_{P_o}$  en condiciones reales de campo bajo siembra directa, y esos valores deben ser utilizados considerando las implicancias descriptas sobre de la aproximación experimental utilizada.

#### **2.4.3. Liberación de P durante el desarrollo del cultivo de soja**

El análisis de los CC como una herramienta de manejo de nutrientes requiere del conocimiento de la cantidad de nutriente absorbida por el CC y posteriormente liberada desde sus residuos (Ruffo y Bollero 2003). Numerosos estudios han determinado, mediante el uso de isótopos, que el P de los residuos de los CC es rápidamente reciclado dentro de los sistemas agrícolas, que la eficiencia de absorción por parte de las plantas es equivalente a la de los fertilizantes minerales, e incluso que más de un 40% del P absorbido por el cultivo siguiente puede provenir de los residuos del CC anterior (Noack et al. 2014, Maltais-Landry y Frossard 2015). En nuestros experimentos cuantificamos la dinámica de liberación del P desde los residuos de los CC, pero las aproximaciones metodológicas utilizadas no nos permitieron conocer el destino inmediato del P liberado. Debido a la elevada disponibilidad de P en los primeros centímetros del perfil del suelo (Fig. 2.5 C), probablemente relacionado a las aplicaciones de fertilizante al voleo, no se esperaba que los CC ejercieran en el corto plazo un efecto significativo sobre la disponibilidad del P del suelo ni sobre la absorción de este nutriente por parte de la soja. Sin embargo, es importante notar que la repetición de los CC sobre las mismas parcelas durante los 4 años previos al inicio de los experimentos de descomposición mostró un incremento del P disponible en los estratos más superficiales del suelo (Fig. 2.5 C) que estaría asociado al continuo reciclado de P en estos tratamientos. Puede asumirse que una vez que el P es liberado desde los residuos, pasaría a formar parte de los equilibrios de adsorción y/o precipitación que ocurren entre la matriz sólida y la solución del suelo (desde donde podría ser absorbido por el cultivo siguiente), o bien sería retenido en la biomasa microbiana (Fig. 2.10). En el segundo caso, el P se encuentra en una forma potencialmente disponible para la absorción por parte de las plantas (Damon et al. 2014). Si bien en el corto plazo existe cierta competencia entre los microorganismos y las plantas por el P disponible en el suelo, luego, los ciclos de humedecimiento y secado y la disminución de la oferta carbonada provocan la lisis de las células y la disminución de la población microbiana, respectivamente, y transfieren nuevamente el P hacia la fracción de P disponible en el suelo (Turner et al. 2003, Bünemann et al. 2004a, Takeda et al. 2009).

A partir de las curvas de descomposición ajustadas a los datos experimentales de nuestro estudio puede calcularse la cantidad de P reciclado desde los residuos aéreos de los CC durante el crecimiento del cultivo de soja siguiente, y pueden estimarse las especies químicas bajo la cuales el P fue liberado. En 2009/10, la liberación del Pt hasta la finalización del período crítico del cultivo de soja (90 días desde la siembra, Egli 1998) fue 4,5, 4,7 y 1,7 kg P ha<sup>-1</sup> para residuos de avena, centeno y raigrás, respectivamente (Fig. 2.8 C) y casi el 100% de esta cantidad correspondió a liberación de la fracción Pi. En 2010/11, la cantidad liberada fue mayor, y alcanzó valores 15,9 kg P ha<sup>-1</sup> en promedio entre especies, y cerca del 53% de esta cantidad correspondió a liberación de Pi. Estos valores serían equivalentes al 17 y 67% de la demanda de P del cultivo de soja, estimadas según un requerimiento de 7 kg P t grano<sup>-1</sup> (IPNI, 2012) y un rendimiento de soja de 3,0 y 3,4 t ha<sup>-1</sup> para la primera y segunda campaña, respectivamente. Si se considera también la biomasa de raíces de los CC, que alcanzaría un 120% de la biomasa aérea (Álvarez y Steinbach 2010) y que liberaría (por unidad de biomasa) cantidades de P comparables a las de la biomasa aérea (Fuller et al. 1956, Martin y Cunningham 1973) entonces la cantidad de P librada durante la descomposición de los residuos de CC habría alcanzado aún mayores porcentajes. La dinámica del P mostró que luego del desarrollo del cultivo de soja, durante el período de menores temperaturas, continúa liberándose lentamente P desde los residuos. De todas formas, una fracción del P (aproximadamente 40% del Pt inicial) resulta recalcitrante y no se libera aún en el transcurso de un año (Fig. 2.5). Porcentajes similares de P remanente en residuos de CC luego de un año, 28 y 44%, fueron obtenidos por Lupwayi et al. (2007) en condiciones de campo bajo siembra directa para arveja y trébol, respectivamente.

En su reciente revisión, Damon et al. (2014) sugieren que los datos del P reciclado desde los residuos de CC, y de la contribución de esta fracción a la nutrición del cultivo siguiente deberían integrarse a las herramientas de manejo de la fertilización fosfatada de los cultivos de cosecha. Serían necesarios estudios que complementen lo abordado en este capítulo respecto al destino del P de los residuos y los cambios en la disponibilidad de P del suelo, que a su vez, sean extensivos a otros CC y condiciones edáfico-ambientales, para incluir el reciclado desde los residuos de CC en los modelos de fertilización fosfatada de la región.

## 2.5. Conclusiones

De acuerdo con nuestras hipótesis, nuestros resultados indicaron que la descomposición de los residuos aéreos y la liberación del P de las especies de CC más productivas (avena y centeno) pueden ser modelados mediante funciones de decaimiento exponencial asintóticas. La comparación de estos modelos indicó que la descomposición y la liberación de Pt son procesos sincrónicos, pero la liberación de la fracción Pi está parcialmente desacoplada (ya sea por presentar mayor  $k$  o menor plateau que la biomasa). Ello implica que los CC permitieron mantener el suelo con abundante cobertura a la vez que liberaron una gran proporción del P absorbido bajo la forma de Pi, potencialmente disponible para las plantas.

Los datos empíricos de las tasas de descomposición relativa de las fracciones de P ( $k_{Pi}$  y  $k_{Po}$ ) constituyen un aporte a la disminución de la brecha de conocimiento existente en esa área, puesto que se desconocían valores de estas tasas en condiciones de siembra directa. Estos datos podrán ser posteriormente incorporados en modelos de



predicción de la contribución del P de los residuos a la disponibilidad del P del suelo y a la nutrición de los cultivos siguientes. En este sentido, nuestros resultados indicaron que la liberación de P durante el crecimiento del cultivo de cosecha posterior puede alcanzar cantidades agronómicamente significativas, y que esta liberación se produciría principalmente desde la fracción Pi. Sin embargo, en situaciones en las que se combina una alta productividad del CC con escasas precipitaciones durante el período de descomposición, los residuos de los CC también pueden retener anualmente cantidades agronómicamente significativas de P.

Futuros estudios deberían dilucidar el destino del P de los residuos, y los efectos sobre la absorción del cultivo de cosecha. Se espera así que la incorporación de CC en las rotaciones sea analizada no sólo como una práctica conservacionista, sino además como una herramienta para el manejo de los nutrientes, específicamente de P, en las secuencias de cultivos.

### **CAPÍTULO 3 EFECTO DE LOS CULTIVOS DE COBERTURA SOBRE LA DESCOMPOSICIÓN Y LIBERACIÓN DE FÓSFORO DE RESIDUOS DE SOJA**

### 3.1. Introducción

Los residuos de los cultivos contribuyen al incremento de la calidad del suelo a través de su impacto en el almacenamiento y reciclado de nutrientes, y en el aumento de la materia orgánica, que a su vez incrementa la retención de agua, la calidad física y la actividad microbiana (Lal 2005, Blanco-Canqui 2013). Estos beneficios son más importantes aún en condiciones de siembra directa, puesto que los residuos permanecen sin disturbar sobre la superficie del suelo, formando el mantillo característico de ese sistema de labranza (Guérif et al. 2001, Lal et al. 2007, Blanco-Canqui 2013). La inclusión de cultivos de cobertura (CC) en las rotaciones permite incrementar el aporte de residuos en los agrosistemas, principalmente cuando se incorporan especies no leguminosas, cuyos residuos se descomponen lentamente en el suelo (Erenstein 2003).

Las tasas de descomposición de los residuos dependen de las características físico-químicas del residuo, del contacto de los mismos con el suelo y de los factores ambientales, como la temperatura, el contenido hídrico y la disponibilidad de nutrientes (Parr y Papendick 1978). Además, las prácticas de manejo, tales como el sistema de labranza y la rotación de cultivos, también pueden afectar la descomposición. Por un lado, numerosos estudios han demostrado que la velocidad de descomposición de residuos incorporados en el seno del suelo (labranzas convencionales) es mayor que la de los residuos que permanecen en la superficie (siembra directa), debido a la mayor actividad de los microorganismos descomponedores que colonizan los residuos en íntimo contacto con la matriz del suelo (e.g. Douglas et al. 1980, Sánchez et al. 1996, Álvarez et al. 2008, Curtin et al. 2008). Por otro lado, la rotación de cultivos determina si los residuos presentes en el suelo se descompondrán durante el barbecho o bien bajo la influencia de un cultivo sembrado a continuación. Los antecedentes respecto al efecto de las plantas en crecimiento sobre la descomposición de los residuos muestran que las plantas pueden incrementar (Bottner et al. 1999, Paré et al. 2000), disminuir (Reid y Goss 1982, Christensen 1985, Janzen y Radder 1989, Nicolardot et al. 1995, Muhammad et al. 2007) o no afectar (Haider et al. 1989) la descomposición de los residuos preexistentes en el suelo. El incremento en la descomposición de los residuos en respuesta a la presencia de las plantas en crecimiento se ha asociado con una mayor actividad microbiana de los suelos como consecuencia de la exudación de compuestos orgánicos (Bottner et al. 1999). Por el contrario, la disminución de la descomposición ha sido atribuida a las modificaciones de las condiciones ambientales, por ejemplo, la disminución de la temperatura y el contenido hídrico del suelo (Christensen 1985, Muhammad et al. 2007) y/o la competencia por los nutrientes disponibles (principalmente N) entre las plantas y los microorganismos (Nicolardot et al. 1995, Jannoura et al. 2012). La mayoría de estos estudios se han llevado a cabo bajo condiciones controladas, mediante incubaciones o experimentos de invernáculo (Haider et al. 1989, Nicolardot et al. 1995, Muhammad et al. 2007, Jannoura et al. 2012). Para nuestro conocimiento, no existen estudios de campo que hayan cuantificado el efecto de las plantas en crecimiento sobre la descomposición de residuos bajo siembra directa.

La incorporación de cultivos de cobertura (CC) entre cultivos de cosecha representa una situación donde las plantas en crecimiento pueden afectar la descomposición de los residuos preexistentes en el suelo. Los CC podrían modificar las tasas de descomposición de los residuos a través de cambios en el ambiente del suelo superficial (primeros cm desde la superficie), donde se llevan a cabo los procesos de descomposición. Los efectos, sin embargo, podrían tener sentidos opuestos. Por un lado,

el aporte reiterado de residuos por parte de los CC incrementa el carbono orgánico (CO) y la biomasa microbiana (Mendes et al. 1999, Villamil et al. 2006), y como consecuencia aceleraría la descomposición de los residuos preexistentes. Por el otro, la presencia de CC consume el agua y disminuye la temperatura del perfil del suelo (Teasdale y Mohler 1993, Fortin y Hamill, 1994), lo cual ralentizarían la descomposición. En condiciones de siembra directa donde los residuos se descomponen en superficie, se esperaría que los efectos biológicos (biomasa y actividad microbiana) de los CC en crecimiento en los primeros cm sean más importantes que los efectos físicos (temperatura y humedad) en el perfil del suelo. La primer hipótesis de este capítulo establece la presencia de los CC en crecimiento incrementarán la descomposición de los residuos. Por lo tanto, el primer objetivo es evaluar el efecto de los CC sobre la descomposición de los residuos preexistentes en el suelo al momento su implantación. En el sistema en estudio en esta tesis, los residuos preexistentes corresponderían a los rastrojos del cultivo de soja previo a la siembra de los CC invernales.

Los factores que determinan la descomposición de la biomasa de los residuos también pueden afectar la liberación de nutrientes desde los mismos. En el caso de los rastrojos de los cultivos de cosecha, la mayor parte de los nutrientes (excepto el potasio) es exportada con los granos (e.g. Ciampitti et al. 2011). Los nutrientes remanentes en los rastrojos retornan al suelo formando parte de fracciones de distinta labilidad (Bhupinderpal-Singh et al. 2006, Noack et al. 2012). En el caso del fósforo (P), numerosos estudios han demostrado que la liberación desde los residuos de los cultivos puede constituir una fuente de importancia agronómica para los cultivos siguientes (Jalali y Ranjbar 2009, Noack et al. 2014). Algunos estudios han focalizado en el efecto de las plantas en crecimiento sobre la dinámica de nitrógeno (N) durante la descomposición de los residuos (Nicolardot et al. 1995, Paré et al. 2000, Jannoura et al. 2012). Para nuestro conocimiento, sólo un estudio ha abordado el impacto de los cultivos en crecimiento sobre la liberación de P de los residuos, sin encontrar efectos (Friesen y Blair 1988). La aproximación experimental utilizada por Friesen y Blair (1988) consistió en el uso de P radioactivo en un experimento de incubación en el que los residuos finamente molidos se mezclaron íntimamente con el suelo. Estas condiciones distan de lo que ocurre en situación de campo bajo siembra directa, donde los residuos permanecen prácticamente intactos en la superficie del suelo durante la descomposición. La dinámica del C y del P en los residuos en descomposición están estrechamente asociadas (Baggie et al. 2004), por lo cual la segunda hipótesis de este capítulo establece que el efecto de los CC sobre la liberación del P de los residuos seguirá la misma tendencia que sobre la biomasa, i.e., los CC incrementarán la liberación de P desde los residuos. El segundo objetivo de este capítulo es evaluar el efecto de los CC sobre la liberación de P desde los rastrojos en siembra directa.

## **3.2. Materiales y métodos**

### **3.2.1. Sitio de estudio y diseño de experimentos**

En el presente capítulo se estudió la descomposición de residuos de soja sobre el ensayo de campo descripto en el capítulo 2 (ítem 2.2.1). Se utilizaron cuatro tratamientos: barbecho sin CC (tratamiento control correspondiente al monocultivo de soja), avena, centeno y raigrás. Las mediciones de descomposición fueron hechas

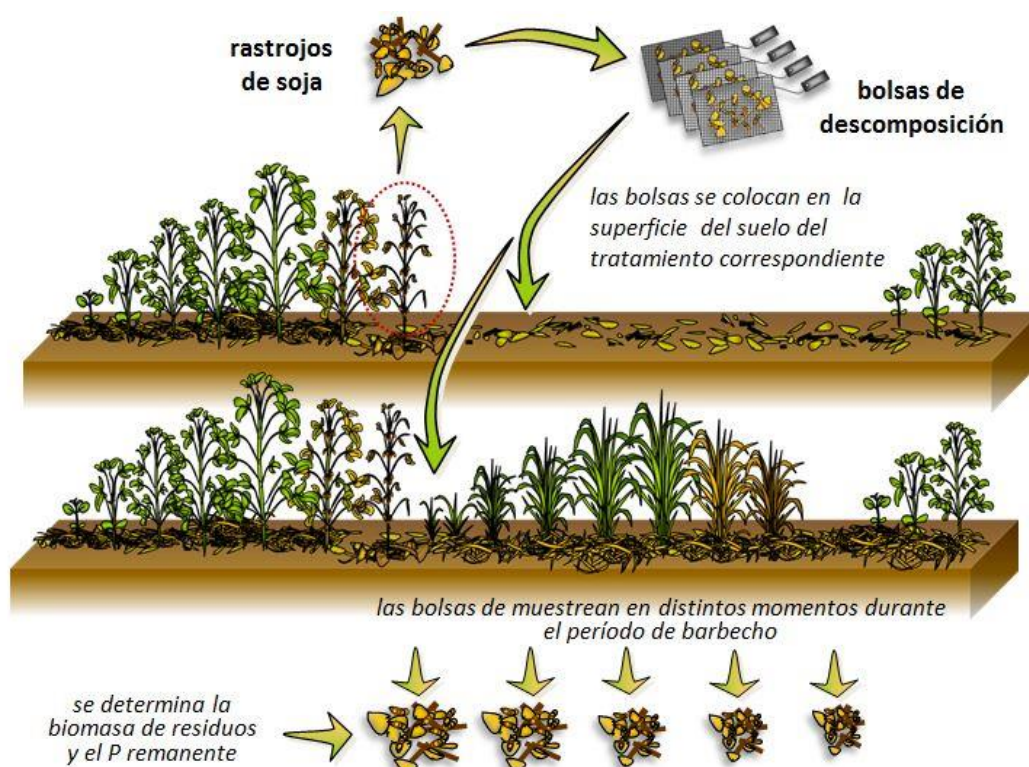
durante 2009 y 2010, y las de los factores que afectan la descomposición (temperatura, humedad, biomasa y actividad microbiana de suelo y rastrojos), en 2011. Para cada período se calcularon los grados día y los días de descomposición. Para el cálculo en 2011 se tomó como fecha inicial la fecha intermedia entre las fechas iniciales de los períodos 2009 y 2010. Cada año se registró el rendimiento del cultivo de soja y se estimó el aporte de rastrojos utilizando un índice de cosecha de 0,43 (materia seca de los granos/materia seca de parte aérea del cultivo) (Álvarez et al. 2011).

### **3.2.2. Composición inicial de residuos de soja**

Los residuos de soja en pie fueron colectados en el campo, secados al aire en el laboratorio y posteriormente separados en tres componentes: hojas, tallos y vainas. Cada año fueron tomadas tres sub-muestras compuestas de los residuos de soja para determinar su composición química inicial. Para ello fueron secadas en estufa a 60°C durante 48 h y posteriormente molidas (<0,5 mm). La cuantificación C, N, lignina, celulosa, P total (Pt) y P inorgánico soluble en agua (Pi) se llevó a cabo mediante las mismas metodologías indicadas para el caso de los residuos de los CC (ítem 2.2.2).

### **3.2.3. Descomposición de residuos de soja y liberación de P**

La descomposición de los residuos de soja se evaluó mediante la técnica de bolsas de residuos, siguiendo una metodología equivalente a la detallada en el capítulo 2 (ítem 2.2.3) y esquematizada en la Fig. 3.1. Los residuos de soja recolectados en el campo fueron fragmentados (5 – 10 cm), separados en sus componentes y colocados a razón de 12 g en cada bolsa, respetando la proporción de cada componente. Doce bolsas de residuos fueron asignadas aleatoriamente a cada una de las cuatro parcelas de cada tratamiento y colocadas en la superficie del suelo el 29 de Abril de 2009 y el 19 de Mayo de 2010. Se determinó el peso húmedo individual de cada bolsa en el momento de su colocación en el campo. Simultáneamente se registró el peso húmedo de 8 bolsas adicionales, a las que luego se les determinó en el laboratorio el contenido de humedad y de cenizas. Estos datos fueron utilizados para corregir el peso de cada una de las bolsas colocadas en el campo, y calcular el peso seco libre de cenizas de cada una de ellas. Las bolsas fueron recolectadas luego de 30, 105, 161 y 192 días luego de la colocación en el campo en 2009 y 41, 67, 123 y 165 días en 2010. Una vez colectadas, cada una de las muestras fue tratada para la determinación de Pt según el procedimiento descripto para los residuos de CC (ítem 2.2.2).



**Figura 3.1.** Esquema representativo de los tratamientos [inferior: con cultivos de cobertura (CC); superior: monocultivo de soja]. La descomposición de rastrojos de soja se llevó a cabo desde el momento de siembra de los CC (o inicio de barbecho) hasta la fecha de secado de los CC.

### 3.2.4. Temperatura, contenido hídrico, biomasa y actividad microbiana de suelos y rastrojos

La temperatura, el contenido hídrico, la biomasa y la actividad microbiana fueron medidas en el ambiente en el cual se lleva a cabo la descomposición de los residuos en siembra directa: el suelo de la capa más superficial (0-2 cm) y en el mantillo de residuos. Los muestreos se llevaron a cabo los días 9 de Julio, 19 de Agosto, y 1 de Noviembre de 2011. La temperatura del suelo fue medida in situ, 1 cm por debajo de la superficie del suelo. Las mediciones se llevaron a cabo durante la mañana (10:00 am – 11:00 am), mediante el uso de un termómetro digital de punción provisto con una sonda de acero inoxidable (precisión: 0,1°C). La temperatura de los residuos se midió sobre la base del mantillo de residuos. Las mediciones de temperatura del suelo y de los residuos se llevaron a cabo por cuadruplicado dentro de cada parcela.

El contenido hídrico, la biomasa y la actividad microbiana se midieron individualmente, sobre el suelo superficial (0-2 cm de profundidad) y sobre las muestras de residuos. En cada parcela se tomaron cuatro muestras de residuos mediante el uso de un cuadrante (10 cm x 10 cm), y se constituyó una muestra compuesta, que se transportó refrigerada hasta el laboratorio. Las muestras compuestas de residuos fueron agitadas suavemente sobre un tamiz (1 mm) a fin de eliminar los restos de suelo, y luego se tomaron dos submuestras que fueron secadas a 60°C por 48 h para determinar el contenido de humedad gravimétrica. Las muestras remanentes fueron fraccionadas hasta pasar un tamiz de 8 mm. Las muestras compuestas de suelo fueron tamizadas por un tamiz de 1 mm, y se tomaron dos submuestras que fueron secadas a 105°C durante

48 h para determinar el contenido de humedad gravimétrica. La biomasa microbiana metabólicamente activa tanto en el suelo como en los residuos se cuantificó mediante la técnica de respiración inducida por sustrato (SIR, substrate-induced respiration) (Anderson y Domsch 1978, Beare et al. 2002), mientras que para cuantificar la actividad microbiana (en suelo y en rastrojos) se utilizó la técnica de hidrólisis de diacetato de fluoresceína (hidrólisis de FDA, fluorescein di-acetate) (Schnürer y Rosswall 1982, Adams y Duncan 2001).

### 3.2.5. Análisis estadísticos

El análisis de los datos de biomasa y P remanente en función del tiempo fue equivalente al descrito en el capítulo 2, ítem 2.2.4. Los datos experimentales (biomasa o Pt remanente) se expresaron como porcentaje de la biomasa o el Pt inicial y fueron ajustados a un modelo de decaimiento exponencial para cada año, incluyendo la cantidad de variables ( $k$  y plateau) que mostraron diferencias significativas entre tratamientos (Schabenberger 2009). El análisis se realizó utilizando como escalas temporales los días calendario y los días de descomposición.

Los parámetros que describen la composición inicial de los residuos de soja fueron comparados entre años mediante la utilización de una prueba T de Student. Las muestras tomadas los distintos años se consideraron independientes ya que las mismas fueron seleccionadas al azar entre los datos provenientes de las distintas parcelas.

Las variables temperatura, humedad, biomasa y actividad microbiana de suelos y de residuos fueron comparados entre tratamientos (con y sin CC), estratos (suelo y residuo) y momentos de muestreo mediante la utilización de modelos lineales mixtos. El diseño utilizado fue el siguiente:

$$y_{ijkl} = \mu + \tau_i + \gamma_j + \chi_k + \delta_{ij} + \phi_{jk} + \omega_{ik} + \varphi_{ijk} + b_l + p_{il} + sp_{jil} + e_{ijkl}$$

$$i = 1, \dots, 4 \quad j = 1, \dots, 3 \quad k = 1, 2 \quad l = 1, \dots, 4$$

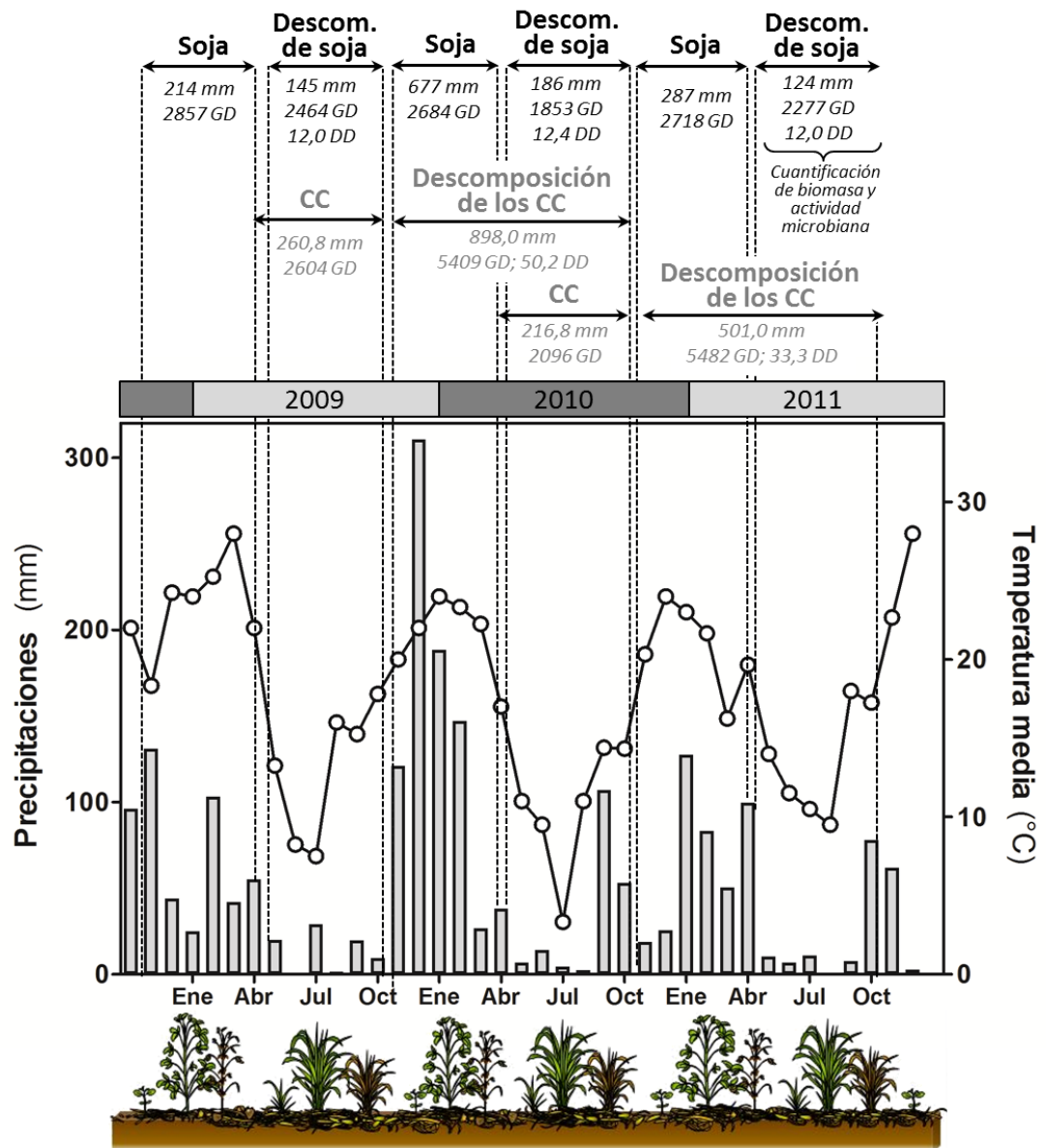
donde  $y_{ijkl}$  representa la respuesta observada en el  $l$ -ésimo bloque, el  $i$ -ésimo tratamiento, en el  $j$ -ésimo momento asociado a las subparcelas y en el  $k$ -ésimo estrato asociado a la sub-subparcela.  $\mu$  representa la media general de la respuesta,  $\tau_i$  representa el efecto del  $i$ -ésimo tratamiento,  $\gamma_j$  representa el efecto del  $j$ -ésimo momento,  $\chi_k$  el representa el efecto del  $k$ -ésimo estrato y  $\delta_{ij}$ ,  $\phi_{jk}$ ,  $\omega_{ik}$ ,  $\varphi_{ijk}$  representan los efectos de las interacciones. Por otra parte  $b_l$ ,  $p_{il}$ ,  $sp_{jil}$  y  $e_{ijkl}$  corresponden a efectos aleatorios de los bloques, de las parcelas dentro de los bloques, de las subparcelas dentro de las parcelas y de los errores experimentales. Las suposiciones sobre estos componentes aleatorios es que  $b_l \sim N(0, \sigma_b^2)$ ,  $p_{il} \sim N(0, \sigma_p^2)$ ,  $sp_{jil} \sim N(0, \sigma_{sp}^2)$  y  $e_{ijkl} \sim N(0, \sigma_e^2)$  y que estos cuatro componentes aleatorios son independientes. Como estrategia para analizar estos datos se ajustaron modelos con distintas estructuras de covarianza, combinando apropiadamente estructuras de correlación residual, heteroscedasticidad residual y efectos aleatorios. Mediante criterios de verosimilitud penalizada (AIC y BIC) se eligió el modelo que mejor describió los datos, y usando este modelo se realizaron inferencias acerca de las medias (comparar tratamientos, estudiar el efecto del tiempo y los estratos). Los análisis se realizaron con R a través del programa InfoStat (Di Rienzo et al. 2015), luego se realizaron pruebas LSD de Fisher para las comparaciones de las medias. Para controlar el error tipo I se usó el criterio de corrección de Bonferroni (Hsu 1996).

### **3.3. Resultados**

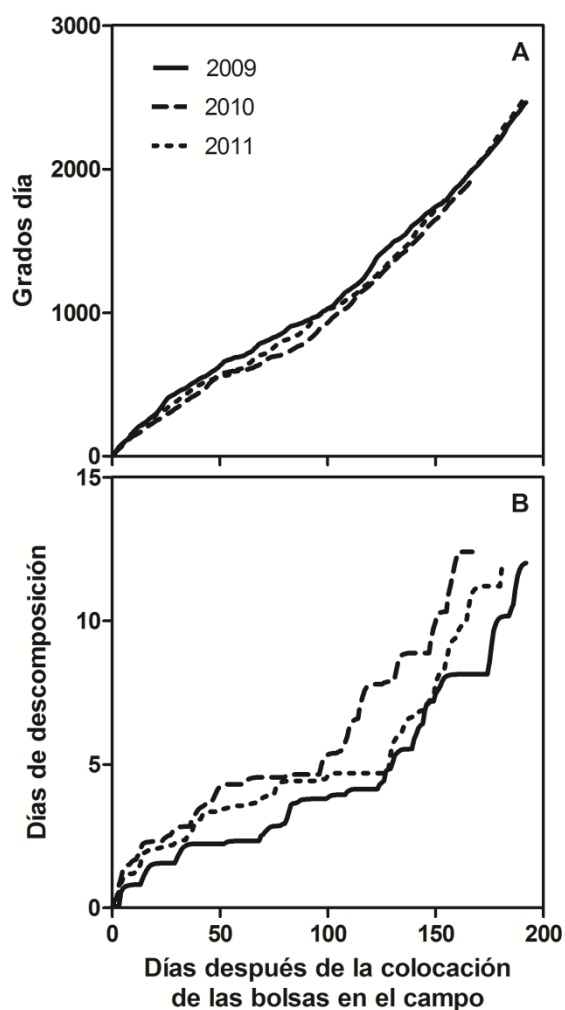
#### **3.3.1. Condiciones ambientales y composición inicial de los residuos de soja**

La descomposición de los residuos de soja fue analizada entre la cosecha de un cultivo y la siembra del próximo cultivo de soja (Fig. 3.1 y 3.2). Este período acumuló 165 días en 2009 y 192 días en 2010. La acumulación prácticamente paralela de grados día en ambos años demuestra que sólo hubo pequeñas diferencias en la temperatura de los períodos evaluados (Fig. 3.3 A). Sin embargo, la acumulación de días de descomposición (que incluye las temperaturas y precipitaciones) presentó diferencias (Fig. 3.3 B), debido principalmente a la distribución e intensidad de los eventos de lluvia. Los días de descomposición acumulados fueron similares en ambos años: 12,0 y 12,4 días de descomposición en 2009 y 2010, respectivamente. Sin embargo, la tasa de acumulación fue mayor en 2009, puesto que dicho período presentó 27 días menos entre la cosecha y la siembra del próximo cultivo. El período de descomposición de 2011 presentó condiciones climáticas intermedias respecto a los dos años anteriores (Fig. 3.3).





**Figura 3.2.** Precipitaciones acumuladas (barras) y temperaturas medias (puntos) mensuales para los períodos de desarrollo de del cultivo de soja en 2008/09 y 2009/10, y de descomposición de sus residuos en 2009 y 2010. Para cada período se indican las precipitaciones y los grados día (GD) acumulados. Para los períodos de descomposición se indican además, los días de descomposición (DD) acumulados.



**Figura 3.3.** Acumulación de grados día (A) y de días de descomposición (B) para los períodos de descomposición de rastrojos de soja en los años 2009, 2010 y 2011.

La composición química inicial de los residuos de soja presentó diferencias entre años (Cuadro 3.2). En 2009 los residuos de soja presentaron menores contenidos de C total, Pt, Pi y lignina, y mayores relaciones C:N y C:P que en 2010. La concentración inicial de Pt en los residuos de soja fue  $0,5 \text{ g kg}^{-1}$  en 2009 y  $0,88 \text{ g kg}^{-1}$  en 2010 (Cuadro 3.2), lo cual representa un contenido de  $1,3$  y  $3,5 \text{ kg Pt ha}^{-1}$  en 2009 y 2010, respectivamente. El contenido de Pi en los residuos fue de  $0,2$  y  $1,0 \text{ kg Pi ha}^{-1}$  en 2009 y 2010, respectivamente.

**Cuadro 3.1.** Composición química inicial de los residuos de soja en 2009 y 2010.

Propiedad del residuo	2009	2010
C total, g C kg <sup>-1</sup> residuo	453 b*	473 a
Lignina, g kg <sup>-1</sup> residuo	73 b	104 a
Celulosa, g kg <sup>-1</sup> residuo	512	492
Total N, g N kg <sup>-1</sup> residuo	7,56 b	9,96 a
C:N	60,0 a	47,7 b
P total, g P kg <sup>-1</sup> residuo	0,50 b	0,88 a
P inorgánico soluble, % del P total	19 b	27 a
C:P	906 a	537 b

\*Letras distintas dentro de cada fila indican diferencias significativas ( $\alpha = 0,05$ ,  $n = 3$ )

### 3.3.2. Descomposición de residuos de soja y liberación de P

La descomposición de los residuos de soja se evaluó utilizando como escalas temporales los días calendario desde la colocación de las bolsas en el campo y los días de descomposición (Fig. 3.3, Cuadro 3.2). Cuando se utilizaron los días calendario, no fue posible ajustar funciones de decaimiento exponencial para la descomposición de la biomasa en el segundo período ni para la liberación del P en el primero (Cuadro 3.2). En los casos en los que fue posible ajustar funciones con ambas escalas, siempre los modelos que utilizaron días de descomposición como escala temporal presentaron mayores coeficientes de determinación, indicando un mejor ajuste. Es por eso que en el resto del capítulo se continuó trabajando con la escala de días de descomposición. Los ajustes realizados con días de calendario se presentan en el Apéndice II

**Cuadro 3.2.** Coeficiente de determinación (Pseudo R<sup>2</sup>) para las funciones de decaimiento exponencial ajustadas a la descomposición y liberación de P tota (Pt) de residuos de soja con distintas escalas temporales.

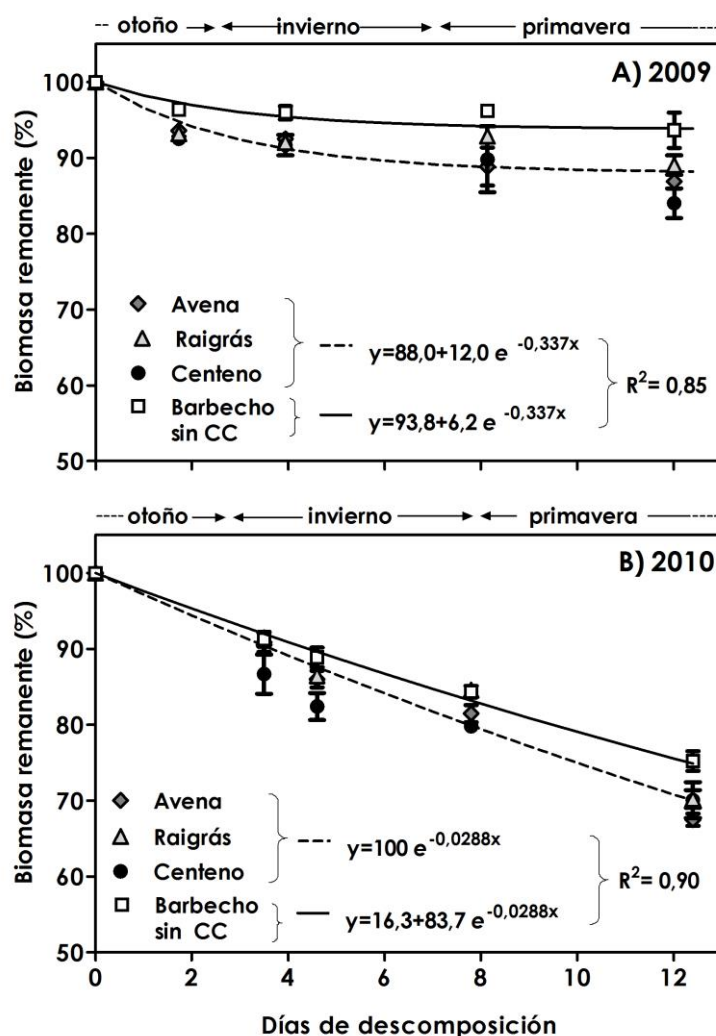
Variable	Período de descomposición	Escala temporal	
		Días calendario	Días de descomposición
<b>Biomasa</b>	2009	0,56	0,85
	2010	sin ajuste (*)	0,90
<b>Pt</b>	2009	sin ajuste (*)	0,70
	2010	0,78	0,80

(\*)Los datos experimentales no ajustaron correctamente a la función de decaimiento exponencial.

El aporte estimado de residuos aéreos de soja al suelo fue de 2558 kg ha<sup>-1</sup> en 2009 y 4021 kg ha<sup>-1</sup> en 2010. En promedio, el 12% y el 29% de esos residuos fueron liberados (en términos de biomasa seca) en el transcurso del barbecho (o período de crecimiento de los CC) en 2009 y 2010, respectivamente. Esto implica que 2251 kg ha<sup>-1</sup> y 2855 kg ha<sup>-1</sup> de residuos de soja permanecieron en la superficie del suelo cuando se sembró el próximo cultivo de soja en la primavera siguiente, en 2009 y 2010, respectivamente.

Los CC estimularon la descomposición de los residuos de soja (Fig. 3.4). Las diferencias en la descomposición entre el barbecho sin CC y los tratamientos con CC

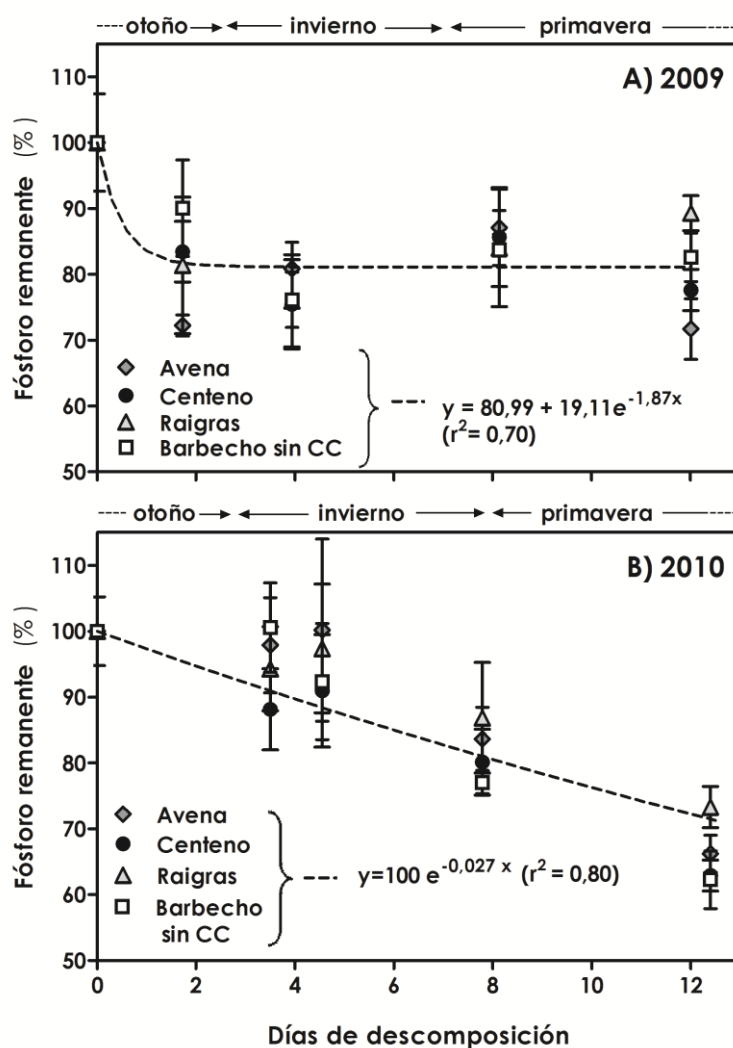
fueron en promedio de 8,16% en el primer año y 6,43% en el segundo año al final de los períodos de descomposición. Las curvas de decaimiento exponencial asintóticas ajustadas a cada año mostraron diferencias entre el tratamiento de barbecho sin CC y los tratamientos con CC (Fig. 3.4). En 2009, la descomposición de los rastrojos de soja presentó la misma  $k$ , pero distinto plateau para los tratamientos con y sin CC (Fig. 3.4 A). En 2010, la tasa de descomposición de los rastrojos de soja también fue la misma para todos los tratamientos. Sin embargo, en el caso de los tratamientos con CC, la biomasa remanente ajustó a una función de decaimiento exponencial simple (i.e., con plateau igual a cero), mientras que el tratamiento de barbecho sin CC ajustó a una función de decaimiento asintótica, con un plateau cercano al 16% de la biomasa inicial.



**Figura 3.4.** Biomasa remanente (% de peso seco inicial libre de cenizas) de los residuos de soja en los tratamientos con y sin cultivos de cobertura en función de los días de descomposición, para los períodos 2009 y 2010. Cada punto representa el valor experimental medio ( $n = 4$ ), las barras verticales indican el error estándar de la media y las curvas muestran los modelos de decaimiento exponencial ajustados.

La liberación de Pt desde los residuos no mostró diferencias entre los tratamientos, pero sí difirió entre años (Fig. 3.5). En 2009 hubo una rápida liberación de Pt al comienzo del período de descomposición, luego del cual se alcanzó un plateau (Fig. 3.5 A). Como resultado de este patrón de descomposición, el P remanente en los

residuos de soja al finalizar el ciclo evaluado fue, en promedio, el 81% del Pt inicial. En 2010, sin embargo, la liberación de Pt ajustó a una función de decaimiento exponencial simple (Fig. 3.5 B). Con este patrón de descomposición, los residuos de soja presentaron al final del período, el 71% del contenido de Pt inicial. Estos resultados indican que los residuos de soja liberaron al suelo, en promedio, 0,25 y 1,02 kg Pt ha<sup>-1</sup> en 2009 y 2010, respectivamente.



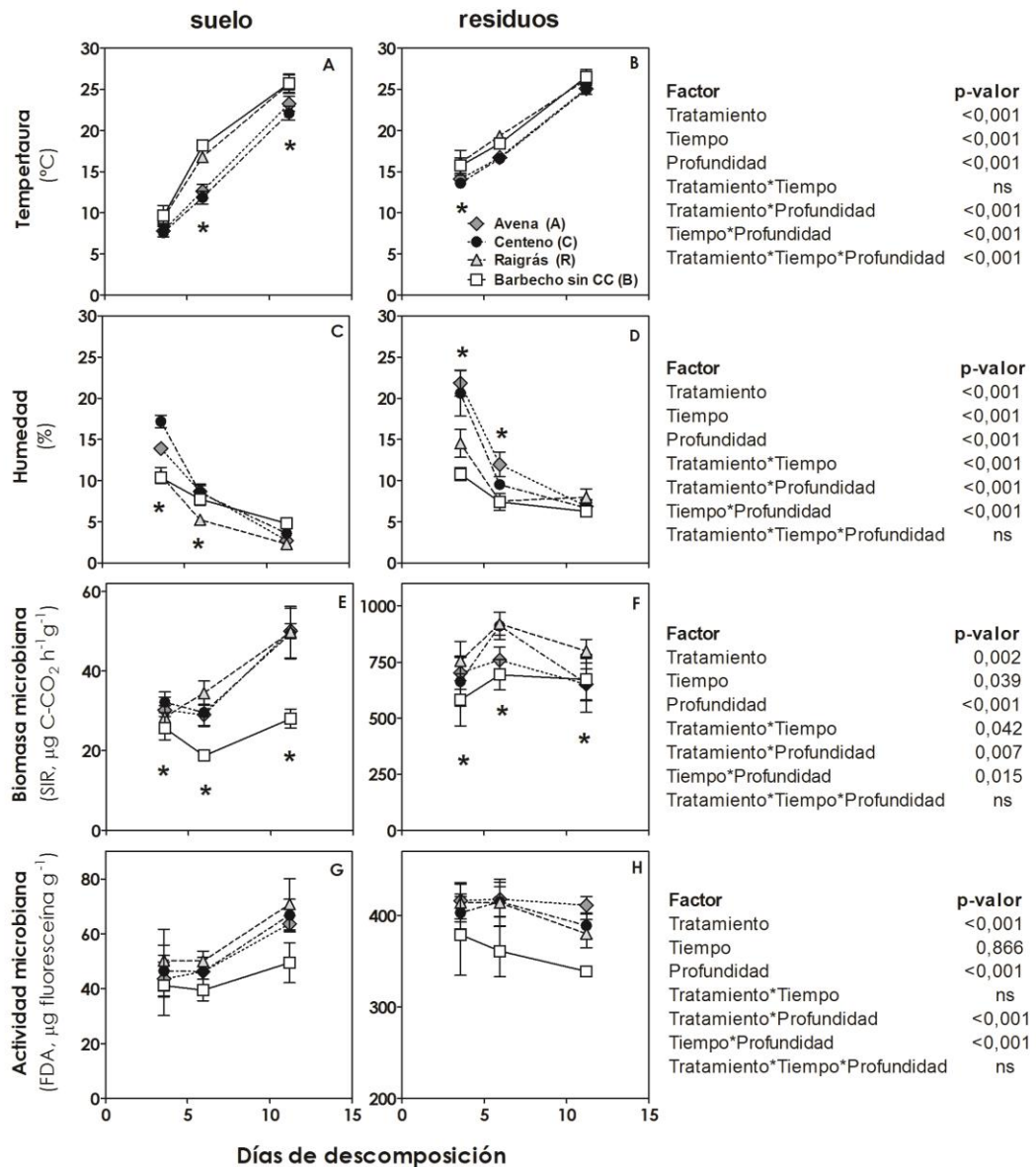
**Figura 3.5.** Fósforo remanente (% de peso seco inicial libre de cenizas) de los residuos de soja en los tratamientos con y sin cultivos de cobertura, en función de los días de descomposición, para los períodos 2009 y 2010. Cada punto representa el valor experimental medio ( $n = 4$ ) y las barras verticales indican el error estándar de la media. Las curvas muestran los modelos de decaimiento exponencial ajustados.

### 3.3.3. Temperatura, contenido hídrico, biomasa y actividad microbiana de suelos y rastrojos

La temperatura del entorno en el que se lleva a cabo la descomposición en siembra directa mostró interacción significativa entre los tratamientos, el tiempo y la profundidad (i.e., rastrojos y suelo) (Fig. 3.6 A y B). En términos generales, la temperatura bajo barbecho sin CC y bajo raigras fue mayor que bajo centeno y avena,

tanto en el suelo superficial (últimos dos momentos de muestreo) como en los rastrojos (en el primer momento de muestreo) (Fig. 3.6 A y B, Cuadro 3.3). La humedad del entorno presentó interacción significativa entre tratamientos y tiempo, entre tratamientos y profundidad y entre tiempo y profundidad (Fig. 3.6 C y D, Cuadro 3.4). En general, la humedad tanto del suelo como de los residuos, disminuyó a lo largo del período evaluado (Fig. 3.6 C y D). En las primeras dos fechas de muestreo, la humedad fue mayor en los tratamientos con centeno y avena respecto de raigrás y barbecho sin CC (Fig. 3.6 C y D). Sin embargo, al final del período de descomposición no hubo diferencias entre tratamientos (Fig. 3.6 C y D). La humedad de los rastrojos en los tratamientos avena y centeno fue mayor que la de raigrás y barbecho sin CC (Cuadro 3.4). La humedad del suelo, sin embargo, mostró un comportamiento diferente: el tratamiento sin CC presentó mayor humedad que raigrás, y menor que centeno (Cuadro 3.4).

Tanto la biomasa como la actividad microbiana fueron, en los residuos, un orden de magnitud mayor que en el suelo (Fig. 3.6 E-H). La biomasa microbiana en los rastrojos fue mayor en los tratamientos con avena y centeno que en aquellos bajo raigrás o barbecho sin CC (Fig. 3.6 F, Cuadro 3.4) y en el caso del suelo, todos los CC se diferenciaron del tratamiento con barbecho sin CC (Fig. 3.6 E, Cuadro 3.4). La actividad microbiana, tanto en suelos como en rastrojos, fue mayor en los tres tratamientos con CC que en el barbecho sin CC (Fig. 3.6 G y H, Cuadro 3.4).



**Figura 3.6.** Temperatura, contenido hídrico, biomasa y actividad microbiana de suelo y de residuos en función de los días de descomposición. Los puntos representan los valores experimentales medios ( $n = 4$ ) y las barras verticales representan el error estándar de la media. Se muestra la tabla de las pruebas de hipótesis según el modelo mixto planteado (ns indica efecto no significativo). Los asteriscos señalan los momentos en los que hay diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos, para los casos con interacción significativa “Tratamiento\*tiempo”, o “Tratamiento\*tiempo\*Profundidad”.

**Cuadro 3.3.** Comparación de medias para la interacción “Tratamiento\*Profundidad\*Tiempo” de la temperatura medida en suelo y rastrojos.

Tratamiento	Tiempo	Profundidad	Temperatura (°C)
Barbecho sin CC	3	Rastrojos	26,5 a*
Raigrás	3	Rastrojos	26,2 a
Avena	3	Rastrojos	25,1 a
Centeno	3	Rastrojos	25,0 a
Raigrás	2	Rastrojos	19,3 c
Barbecho sin CC	2	Rastrojos	18,4 c
Avena	2	Rastrojos	16,7 c
Centeno	2	Rastrojos	16,6 c
Raigrás	1	Rastrojos	16,1 c
Barbecho sin CC	1	Rastrojos	15,7 c
Avena	1	Rastrojos	14,1 d
Centeno	1	Rastrojos	13,6 d
Barbecho sin CC	3	Suelo	25,7 a
Raigrás	3	Suelo	25,6 a
Avena	3	Suelo	23,2 b
Centeno	3	Suelo	22,1 b
Barbecho sin CC	2	Suelo	18,1 c
Raigrás	2	Suelo	16,8 c
Avena	2	Suelo	12,6 d
Centeno	2	Suelo	11,8 d
Barbecho sin CC	1	Suelo	9,6 e
Raigrás	1	Suelo	9,3 e
Avena	1	Suelo	7,8 e
Centeno	1	Suelo	7,6 e

\*Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ( $\alpha = 0,05$ )



**Cuadro 3.4.** Comparación de medias para la interacción “Tratamiento\*Profundidad” del contenido hídrico, biomasa microbiana y actividad microbiana medidas en suelo y rastrojos.

Tratamiento	Profundidad	Contenido hídrico (%)
Avena	Rastrojo	12,87 a*
Centeno	Rastrojo	12,26 a
Raigrás	Rastrojo	10,34 b
Barbecho sin CC	Rastrojo	8,51 c
Centeno	Suelo	9,76 b
Avena	Suelo	8,46 c
Barbecho sin CC	Suelo	7,65 c
Raigrás	Suelo	5,99 d

Tratamiento	Profundidad	Biomasa microbiana (SIR, $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ h}^{-1} \text{ g}^{-1}$ )
Centeno	Rastrojo	831,02 a
Avena	Rastrojo	782,70 a
Raigrás	Rastrojo	706,53 b
Barbecho sin CC	Rastrojo	639,74 b
Raigrás	Suelo	37,57 c
Centeno	Suelo	37,07 c
Avena	Suelo	36,40 c
Barbecho sin CC	Suelo	24,27 d

Tratamiento	Profundidad	Actividad microbiana (FDA, fluoresceína $\text{g}^{-1}$ )
Avena	Rastrojo	421,78 a
Centeno	Rastrojo	403,68 a
Raigrás	Rastrojo	398,57 a
Barbecho sin CC	Rastrojo	356,30 b
Raigrás	Suelo	56,74 c
Centeno	Suelo	52,87 c
Avena	Suelo	51,39 c
Barbecho sin CC	Suelo	43,91 d

\*Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ( $\alpha = 0,05$ ).

### 3.4. Discusión

En nuestros experimentos de campo observamos que la descomposición de rastrojos de soja fue estimulada por la presencia de CC (Fig. 3.4) y que las parcelas con CC presentaron mayor biomasa y actividad microbiana que aquellas sin CC (Fig. 3.6 E, F, G y H). Estos resultados corroboran la hipótesis establecida sobre el efecto de los CC sobre la descomposición de los rastrojos preexistentes en el suelo. Los factores claves que surgen para explicar el incremento en la actividad de los microorganismos descomponedores en los tratamientos con CC son el mayor contenido hídrico (Fig. 3.6 C y D) del suelo y los residuos en las parcelas con CC y el mayor contenido de CO en la superficie del suelo (Fig. 2.5) provocado por la repetición de la práctica de CC sobre las mismas parcelas durante 4-6 años (Fig. 2.3).

Para nuestro conocimiento, este sería el primer estudio que informaría acerca de los efectos de la presencia de plantas en crecimiento sobre la descomposición de los residuos en condiciones de siembra directa. La totalidad de los estudios previos correspondían a experimentos llevados a cabo con residuos enterrados en sistemas de labranza convencional (Haider et al. 1989, Nicolardot et al. 1995, Muhammad et al.

2007, Jannoura et al. 2012). La extrapolación de los resultados entre sistemas de labranzas no puede ser lineal, ya que las condiciones ambientales que en última instancia regulan la descomposición de residuos, son muy diferentes en el seno del suelo y en su superficie. En este capítulo exploramos esas diferencias a fin de discutir y comprender los resultados de la descomposición de residuos en la superficie del suelo de nuestros experimentos.

Algunos estudios han encontrado que la presencia de plantas en crecimiento incrementa la descomposición de residuos enterrados (Bottner et al. 1999, Paré et al. 2000). Los autores han atribuido esas diferencias al efecto estimulante de los exudados radicales sobre la actividad microbiana, responsable de la descomposición. Esos exudados tendrían un rol menor (si existiese) en la estimulación de la descomposición de residuos de soja hallada en nuestro experimento, debido a que esos compuestos carbonados se encuentran diluidos en la superficie del suelo. En nuestro experimento, el CO de los primeros centímetros del suelo parecería haber promovido la mayor actividad microbiana y mayor descomposición observada en las parcelas con CC. De hecho, al momento de comenzar con los experimentos de descomposición de residuos de soja (Fig. 2.3), las parcelas que se habían mantenido bajo CC durante 4 años consecutivos presentaban mayor contenido de CO en el estrato más superficial del suelo en comparación con las parcelas sin CC, bajo monocultivo de soja (Fig. 2.5).

Por otro lado, algunos estudios han encontrado que la presencia de plantas en crecimiento reduce la actividad microbiana del suelo y los residuos, y por lo tanto, disminuye la tasa de descomposición de los residuos enterrados (Christensen 1985, Nicolardot et al. 1995, Muhammad et al. 2007, Jannoura et al. 2012). Esos resultados fueron atribuidos a la disminución de la disponibilidad de N, la temperatura y el contenido hídrico del suelo en los suelos cultivados (Muhammad et al. 2007). Si consideramos el suelo superficial en lugar del seno del suelo, esos argumentos no serían aplicables. Con respecto a la temperatura del suelo, nuestros resultados mostraron que los tratamientos con avena y centeno (los CC de mayor producción, Fig. 2.8 A y B) disminuyeron la temperatura del suelo, en promedio, entre 1,7 - 5,2 °C, dependiendo del momento del año (Fig. 3.5 A y B, Cuadro 3.3). Por lo tanto, la temperatura no explicaría el efecto estimulante de los CC sobre la descomposición de rastrojos de soja. El contenido hídrico, sin embargo, podría haber contribuido al incremento en la actividad microbiana hallado en los tratamientos con CC, dado que dichos tratamientos permanecieron más húmedos que el tratamiento control (Fig. 3.6 C y D, Cuadro 3.4). Si bien los CC consumen el agua del perfil del suelo, también producen un sombreado y cubren la superficie del mismo, reduciendo por lo tanto, la evaporación del suelo superficial y la pérdida de humedad del mantillo de residuos.

Se han desarrollado diversos modelos para simular la descomposición de los residuos de los cultivos en los suelos (Guérif et al. 2001). Algunos de ellos han simulado específicamente la descomposición de residuos en la superficie del suelo (e.g. APSIM-Residue, Thorburn et al. 2001, PASTIS mulch model, Findeling et al. 2007, Coppens et al. 2007). La mayoría de esos modelos consideran que los factores más importantes en la regulación de la descomposición son la relación C:N del residuo, la temperatura, la humedad, el grado de contacto del residuo con el suelo, la disponibilidad de N y la biomasa microbiana. En general, las plantas en crecimiento no son consideradas como un factor que puede impactar sobre la descomposición. Una excepción es el modelo desarrollado por Douglas y Rickman (1992), quienes simulaban la descomposición de residuos en la rotación trigo/arveja utilizando un modelo de

decaimiento exponencial que incluyó la temperatura del aire y el contenido hídrico del suelo. Las simulaciones obtenidas indicaron que la descomposición fue más rápida en el barbecho desnudo que en presencia de las plantas en crecimiento debido al mayor contenido hídrico del suelo. Esas predicciones no coinciden con nuestras mediciones del contenido hídrico del suelo ni con la descomposición de los residuos bajo siembra directa. Nuestros resultados sugieren que, en este sistema de labranza, la presencia de plantas en crecimiento sería una variable importante que debería ser considerada en la calibración de los modelos que intentan simular la descomposición de los residuos. También hay que señalar que las condiciones climáticas para las cuales se desarrolló el modelo de Douglas y Rickman (1992) pueden haber sido muy diferentes a las del Oeste de la Región Pampeana.

Además de estudiar el efecto de los CC sobre la descomposición de la biomasa, en este capítulo examinamos el efecto de los mismos sobre la liberación de P desde los rastrojos de soja. Nuestros resultados muestran que la dinámica de la liberación de P desde los residuos difirió de los patrones de descomposición de la biomasa, por lo cual se debe rechazar la segunda hipótesis, que establecía que los efectos de los CC sobre la dinámica del P seguirían la misma tendencia que sobre la descomposición de la biomasa de residuos. En contraste con lo que hemos observado para la descomposición de la biomasa (Fig. 3.4 A y B), la presencia de CC no afectó la liberación de P desde los residuos de soja (Fig. 3.5 A y B). Para nuestro conocimiento, no existen antecedentes sobre la liberación de P de los residuos bajo el efecto de CC (o, genéricamente de plantas en crecimiento) en sistemas de siembra directa. Bajo la labranza convencional, Friesen y Blair (1988) evaluaron las tasas de transferencia de P desde residuos vegetales hacia varias fracciones de P en el suelo en presencia y ausencia de las plantas en crecimiento y llegaron a la conclusión de que el cultivo no tuvo ningún efecto sobre la liberación de P desde los residuos. En términos generales, el efecto de las plantas en crecimiento sobre la liberación de nutrientes de los residuos se ha estudiado para N en sistemas con residuos enterrados (Nicolardot et al. 1995, Paré et al. 2000, Jannoura et al. 2012). Estos estudios mostraron que las plantas pueden no afectar (Nicolardot et al. 1995), incrementar (Paré et al. 2000) o disminuir (Jannoura et al. 2012) la mineralización de N desde los residuos de los cultivos. Nuestros resultados sugieren que las alteraciones ambientales y biológicas verificadas luego de la introducción de CC no fueron suficientemente importantes para producir cambios en la liberación del P de los residuos. Las diferencias entre la mineralización del C y la liberación del P sugieren que estos procesos presentan distintas regulaciones bajo la influencia de las plantas en crecimiento en condiciones de siembra directa.

Además de los factores que regulan la descomposición de los residuos, la liberación de P desde ellos también depende del contenido total de P, la proporción de  $P_i$  y la relación C:P del residuo (Jones y Bromfields 1969, Noack et al. 2012). En general, se asume que concentraciones de P del residuo por debajo de  $2 \text{ g kg}^{-1}$  o relaciones C:P mayores que 300 determinan inmovilización de P, mientras que concentraciones de P en los residuos superiores a  $2\text{-}3 \text{ g kg}^{-1}$  o relaciones C:P inferiores a 100-200 determinan mineralización de P (Fuller et al. 1956, Singh y Jones 1976, White y Ayoub 1983, Iyamuremye y Dick 1996, Kwabiah et al. 2003). Las concentraciones de P (0,50 y  $0,88 \text{ g kg}^{-1}$ , Cuadro 3.2) y las relaciones C:P (906 y 537, Cuadro 3.1) de los residuos de soja de este experimento sugieren que debería haber ocurrido inmovilización neta de P (Iyamuremye y Dick 1996, Kwabiah et al. 2003). Sin embargo, la dinámica del P de los residuos se explicó mediante funciones de

decaimiento exponencial (Fig. 3.5). La determinación de los valores umbrales de concentración de P y de relación C:P comúnmente aceptados en la bibliografía se han llevado a cabo a partir de la descomposición, mediante incubaciones, de residuos molidos y enterrados (Singh y Jones 1976, Kwabiah et al. 2003, White y Ayoub 1983). Nuestros resultados sugieren que las discordancias entre las predicciones de los umbrales y lo ocurrido en nuestros estudios estaría relacionado a las condiciones externas bajo las cuales se originaron esos valores umbrales con respecto a las de nuestro estudio de campo en siembra directa. En línea con nuestros resultados, otros estudios de descomposición en siembra directa han demostrado mineralización neta de P desde residuos de cultivos con relaciones C:P por encima de 300 o concentraciones de P por debajo de  $2 \text{ mg kg}^{-1}$  (Schomberg y Steiner 1999, Soon y Arshad 2002, Lupwayi et al. 2007, Yadvinder-Singh et al. 2010). Por otra parte, tal como muestran los datos de liberación de P desde residuos de CC (capítulo 2), podría haber ocurrido una liberación relativamente rápida del  $P_i$  desde los residuos de soja durante las etapas iniciales de la descomposición, que podría ser la responsable de la disminución exponencial observada en nuestro experimento. De hecho, la cantidad de  $P_t$  liberada desde los rastrojos de soja ( $0,25$  y  $1,02 \text{ kg P ha}^{-1}$ ) es equivalente a la cantidad de  $P_i$  inicialmente presente en los mismos ( $0,2$ - $1,0 \text{ kg P ha}^{-1}$ ). Simultáneamente con la liberación de esta fracción podría haber ocurrido inmovilización bruta de P (i.e., incrementos en el contenido de P orgánico), que probablemente no pudo ser detectada. Estos resultados sugieren que, además de la relación C:P y de la concentración de  $P_t$  de los residuos, debería considerarse la especiación del P para predecir la ocurrencia de mineralización o inmovilización desde/en los residuos de los cultivos.

La cantidad de P liberada desde los residuos de soja durante el período de barbecho fue pequeña en comparación con los requerimientos de P de los CC o de los cultivos de cosecha (Fernández et al. 2009). Otros trabajos también encontraron pequeñas cantidades de P liberados desde residuos de cultivos de cosecha a los cultivos posteriores (Lupwayi et al. 2007, Nachimuthu et al. 2009). Estos resultados contrastan con los hallados para los residuos de los CC ricos en P, y particularmente en  $P_i$  (capítulo 2).

Los resultados de este estudio en relación con el efecto de las plantas en crecimiento sobre la descomposición y liberación de P de residuos del cultivo antecesor podrían no ser extensivos a cualquier sistema bajo siembra directa debido a la gran diversidad de climas, suelos y condiciones de cultivo sobre los que se encuentra disperso este sistema de labranza (Derpsch et al. 2010). Podrían esperarse distintos resultados en regiones más secas, en las cuales la siembra directa se utiliza para disminuir las pérdidas de agua del suelo, o en regiones más lluviosas, donde es aplicada para prevenir la erosión del suelo.

### 3.5. Conclusiones

La inclusión de CC en las rotaciones agrícolas presenta un efecto directo sobre la cobertura de los suelos a través del aporte de residuos, pero también implica un efecto indirecto sobre la descomposición de los residuos preexistentes en el suelo al momento de su implantación. De acuerdo con la primera hipótesis de este capítulo, nuestros resultados indican que la introducción de CC incrementó la descomposición de los residuos de soja en condiciones de siembra directa, y que este efecto estaría relacionado con la mayor biomasa y actividad microbiana del suelo y de los residuos en estos

tratamientos. La magnitud de este efecto, sin embargo, fue ampliamente compensada por el aporte de residuos de los CC.

La liberación de P desde los residuos de soja, en cambio, no fue afectada por la presencia de los CC. Estos resultados conducen a rechazar la segunda hipótesis acerca del paralelismo entre la descomposición de la biomasa y la liberación de P desde los rastrojos de soja bajo los efectos de plantas en crecimiento.

Nuestros resultados fueron consistentes entre años, a pesar de las diferencias en la composición química inicial de los residuos de soja y en las condiciones climáticas. Futuros estudios deberían abordar los factores que, bajo los efectos de las plantas en crecimiento en siembra directa, regulan diferencialmente la descomposición y la liberación de P.

## **CAPÍTULO 4 FRACCIONES ORGÁNICAS Y PROPIEDADES FÍSICAS DEL SUELO EN DISTINTOS MOMENTOS DE LA SECUENCIA SOJA / GRAMÍNEAS DE COBERTURA**

## 4.1 Introducción

La creciente preocupación por la conservación de los recursos naturales, particularmente el suelo, ha posicionado a los cultivos de cobertura (CC) como una estrategia de central importancia tanto a nivel nacional como internacional (Lal 2004, 2012, Fernández et al. 2012, Restovich et al. 2012, Blanco-Canqui y Benjamín 2013). Frecuentemente se considera que los CC permiten mejorar la calidad del suelo principalmente en aquellos sistemas agrícolas que reciben escasa biomasa de residuos por parte de los cultivos de cosecha (Lal 2012). Un ejemplo claro de estos sistemas es el monocultivo de soja predominante en la Región Pampeana argentina (Novelli et al. 2011). Los objetivos específicos de la incorporación de CC en las rotaciones suelen ser muy amplios: desde la protección del suelo frente a procesos erosivos (Blanco-Canqui et al. 2013), el incremento de su contenido de carbono orgánico (CO) y la mejora de sus propiedades físicas (Blanco-Canqui et al. 2011, Hubbard et al. 2013) hasta el manejo de malezas y el mejoramiento del balance de nitrógeno (N) de los agrosistemas (Haramoto y Gallandt 2005, Dabney et al. 2010, Restovich et al. 2012).

El incremento de la cobertura de los suelos (i.e., biomasa de residuos), la mayor biomasa radical en el horizonte superficial y el aumento simultáneo en la protección frente a procesos erosivos son consecuencias prácticamente directas de la incorporación de CC en las rotaciones (Blanco-Canqui et al. 2013). Sin embargo, el impacto que los CC tienen sobre las fracciones orgánicas y las propiedades físicas de los suelos presentan algunas discordancias en la literatura. En general, los estudios previos han mostrado efectos positivos de los CC sobre los niveles de CO (Kuo et al. 1997, Dabney et al. 2001, Ding et al. 2006, Villamil et al. 2006), la estabilidad de agregados (Kabir y Koide 2000, Villamil et al. 2006, Calegari et al. 2013), la capacidad de almacenamiento de agua (Liu et al. 2005, Villamil et al. 2006, Blanco-Canqui et al. 2013), la resistencia a la penetración (Obi 1999, Williams y Weil 2004, Villamil et al. 2006, Calonego y Rosolem 2010), la infiltración (Obi 1999, Blanco-Canqui et al. 2011) y la densidad aparente de los suelos (Villamil et al. 2006, Blanco-Canqui et al. 2011). El incremento del CO de un suelo (principalmente aquellas fracciones más lábiles) y los cambios en la calidad física del mismo están estrechamente asociados entre sí (e.g. Fageria 2012). En otras palabras, si un suelo ha sido sometido a prácticas de manejo que incrementaron su nivel de CO, entonces se esperan mejoras en sus propiedades físicas. Sin embargo, frecuentemente aún dentro de un mismo sitio experimental e independientemente de los cambios en el CO del suelo, algunas propiedades físicas de los suelos muestran grandes efectos y otras no se modifican por la presencia de CC (Villamil et al. 2006, Calegari et al. 2013, Hubbard et al. 2013, Blanco-Canqui et al. 2011, Steele et al. 2012). A modo de ejemplo, Calegari et al. (2013) hallaron incrementos en la estabilidad de agregados luego de 19 años de CC, pero no encontraron diferencias en la porosidad ni la densidad aparente de un suelo arcilloso. De modo similar, Hubbard et al. (2013) encontraron que la incorporación de CC durante 3 años implicó una disminución de la densidad aparente pero no modificó la tasa de infiltración de un suelo franco arenoso.

Las variaciones e inconsistencias en respuesta a la incorporación de CC estarían asociadas a distintos factores ambientales y de manejo de los experimentos de campo (Smith et al. 1987, Kuo et al. 1997, Blanco-Canqui et al. 2011). Entre estos factores pueden mencionarse las condiciones climáticas (temperatura, cantidad y distribución de precipitaciones en el año), edáficas (textura del suelo y su calidad físico-

química inicial), la especie seleccionada como CC (gramínea, leguminosa, brasicácea), y el manejo que se haga del mismo (fecha de siembra y de secado y fertilización, entre otras). El tiempo transcurrido desde la inclusión de los CC en la rotación también podría condicionar el impacto sobre las propiedades edáficas. Muchos de los antecedentes citados corresponden a estudios de corto plazo (no más de tres años, Liu et al. 2005, Fronning et al. 2008, Restovich et al. 2011, Hubbard et al. 2013), en los que probablemente la ausencia de respuesta de alguna propiedad física del suelo esté relacionada al escaso tiempo transcurrido desde la incorporación de los CC en la rotación.

Un factor que ha sido menos explorado y que también podría condicionar la calidad física de un suelo bajo CC es el momento de la rotación en el que se cuantifican las propiedades edáficas. En condiciones de campo, las características físicas de los suelos pueden sufrir modificaciones en el corto plazo en respuesta a las condiciones climáticas, las prácticas agrícolas y la descomposición de residuos orgánicos frescos (Cosentino et al. 2006, Abiven et al. 2009). Con respecto a este último punto, se ha demostrado que el aporte de CO mediante los residuos de los cultivos está asociado al incremento temporario en la estabilidad estructural de los suelos (Abiven et al. 2009). De acuerdo a este modelo, la inclusión de CC presentaría dos efectos: la segregación de exudados radicales durante el desarrollo del cultivo y el aporte de residuos (aéreos y radicales) luego del secado. Ambos podrían modificar la estabilidad de agregados, y en consecuencia, otras características físicas de los suelos, en el corto plazo. Por lo tanto, la evaluación de las propiedades físicas del suelo en sólo una fase de una rotación de cultivos podría conducir a resultados parciales acerca del efecto de la práctica de manejo.

El conocimiento del efecto del momento de muestreo sobre las propiedades físicas del suelo permitiría una mejor evaluación de la efectividad de los CC para incrementar su calidad física en el corto-mediano plazo. La mayoría de los estudios que han evaluado los efectos de los CC sobre las propiedades físicas de los suelos han comparado tratamientos con y sin CC en una sola fecha de muestreo (Kabir y Koide 2000, Liu et al. 2005, Motta et al. 2007, Blanco Canqui et al. 2011, Calegari et al. 2013). Otros estudios lo hacen en distintos momentos, pero no analizan la evolución de las variables físicas dentro de la rotación (Fronning et al. 2008, Hubbard et al. 2013). La dinámica estacional de las propiedades físicas de suelo bajo CC sólo ha sido explorado, para nuestro conocimiento, en sistemas cuyo cultivo principal es maíz (Steele et al. 2012) y para la rotación soja / maíz (Restovich et al. 2011). El cultivo de una gramínea con alta producción de rastrojos, como el maíz, podría producir grandes variaciones en las propiedades físicas de los suelos. Sin embargo, la variabilidad de estas propiedades en sistemas de escaso aporte de rastrojos, como el monocultivo de soja, aún no ha sido abordada.

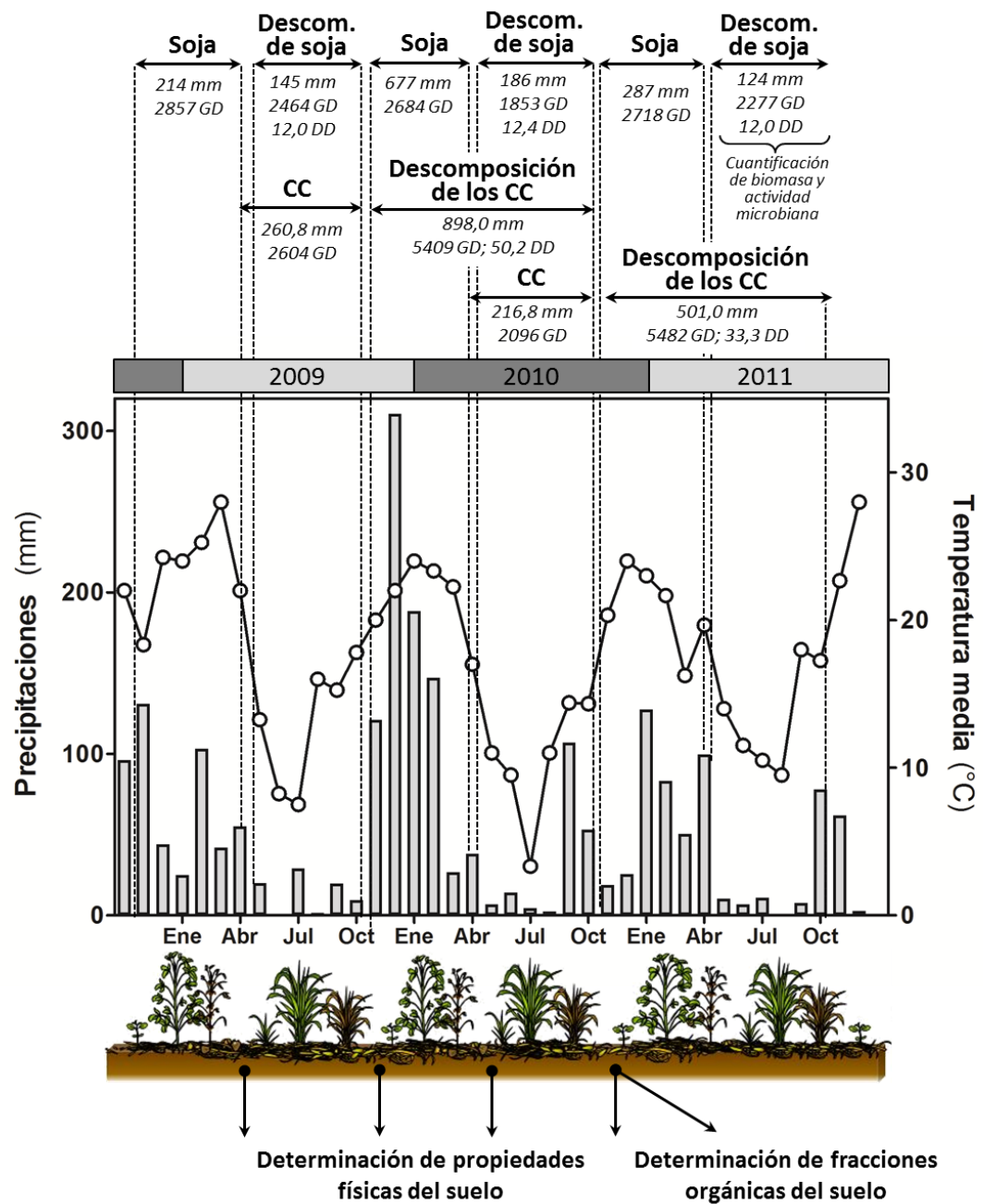
Por ello, el objetivo del presente capítulo fue evaluar el impacto de los CC sobre la cobertura y las propiedades físicas del suelo en la secuencia soja / gramíneas de cobertura, y la interacción de estos efectos con el momento de la secuencia de cultivos en el que se determinan dichas propiedades. Nuestra hipótesis de trabajo es que la intensidad del efecto de los CC sobre las propiedades físicas de suelo será mayor luego del período de crecimiento de los CC que luego de soja.



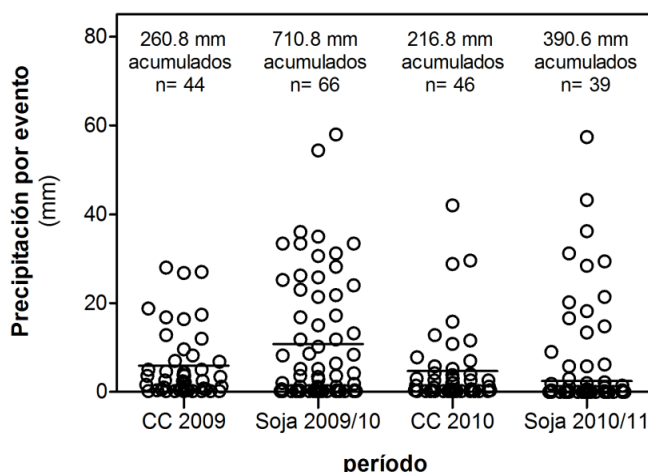
## 4.2 Materiales y métodos

### 4.2.1 Sitio experimental y diseño de experimentos

En el presente capítulo se estudiaron las propiedades físicas de suelo sobre el experimento de largo plazo descrito en el capítulo 2 (ítem 2.2.1). En el presente capítulo se utilizaron cuatro tratamientos: tratamiento control (correspondiente al monocultivo de soja), y tres tratamientos con CC invernales (avena, centeno y raigrás). A diferencia de los capítulos previos, en el presente se utilizó una pastura de festuca (*Festuca arundinacea* Schreber) como sistema de referencia sobre el cual se determinaron algunas fracciones orgánicas del suelo (ítem 4.2.5). La pastura se encuentra sobre el mismo suelo cercana a los restantes tratamientos. En la Figura 4.1 se presenta un esquema de los momentos de muestreo de las propiedades físicas y las fracciones orgánicas (explicados en la sección 4.2.3 y 4.2.5). El número de eventos de lluvia y las precipitaciones por evento ocurridas durante los períodos de crecimiento de CC y de soja fueron registrados durante el ensayo (Fig. 4.2).



**Figura 4.1.** Precipitaciones acumuladas (barras) y temperaturas medias (puntos) mensuales para los períodos de desarrollo de cada cultivo en la secuencia soja-cultivos de cobertura (CC). Las propiedades físicas y las fracciones orgánicas del suelo se cuantificaron en todos los tratamientos (con y sin CC) en las fechas indicadas en la parte inferior



**Figura 4.2.** Precipitaciones (mm) por evento de lluvia ocurridas durante los períodos de crecimiento de los cultivos de cobertura (CC, 2009 y 2010) y soja (2009/10 y 2010/11). Los puntos indican las precipitaciones ocurridas en cada evento y la línea horizontal, la media por evento de cada período. Se indican las precipitaciones acumuladas y el número de eventos de lluvia (n) en cada período.

#### 4.2.2. Determinación de biomasa de rastrojos

La biomasa de rastrojos fue evaluada en el momento de siembra de soja en 2009 y 2010 y de siembra de los CC en 2010 y 2011. Dentro de las parcelas experimentales se tomaron puntos al azar, donde se recogió la biomasa de rastrojos contenida en un cuadrante de 625 cm<sup>2</sup>. Se muestreó la biomasa de rastrojos que yacía sobre el suelo (no fueron considerados los rastrojos en pie), y se secó a 60°C hasta peso constante. Luego se calculó el equivalente en biomasa seca de rastrojos en kg ha<sup>-1</sup>.

#### 4.2.3. Determinación de las propiedades físicas de suelo

Las propiedades físicas de suelo se determinaron en dos momentos de la secuencia soja / CC: luego de la siembra de los CC (Mayo) y luego de la siembra de soja (Diciembre), tanto en 2009 como en 2010 (Fig. 4.1). El muestreo de suelo se llevó a cabo en forma aleatoria dentro de las parcelas, evitando la línea de siembra.

La tasa de infiltración se determinó a campo mediante la metodología rápida de USDA (1999). La estabilidad de agregados se determinó en muestras superficiales (0-15 cm) mediante los tres mecanismos de ruptura de agregados propuestos por Le Bissonnais (1996): (i) estallido por humectación rápida, (ii) desagregación mecánica y (iii) microfisuración por humectación lenta. La estabilidad se realizó en agregados de 3 - 5 mm, que primeramente se secaron a 40 °C durante 48 h. Sobre diferentes submuestras de agregados secos se realizaron tres pre-tratamientos: (i) humectación rápida: 5 g de agregados se sumergieron en agua desionizada durante 10 min; (ii) agitación luego de humectación preliminar: 5 g de agregados se saturaron en etanol durante 30 min y luego se agitaron 20 veces (manualmente, de un extremo a otro dentro de un Erlenmeyer); y (iii) humectación lenta, 5 g de agregados fueron humedecidos con agua por capilaridad en una mesa de tensión a un potencial de 0,3 kPa durante 60 min. Luego de cada uno de los pre-tratamientos se realizó el tamizado en alcohol (50 µm) utilizando un agitador de movimiento helicoidal Feodoroff. La fracción > 50 µm resultante de cada tratamiento, se secó en estufa y posteriormente se tamizó manualmente con una columna de seis

tamices (2000, 1000, 500, 200, 100 y 50  $\mu\text{m}$ ). El diámetro medio ponderado (DMP) se calculó como la suma de la fracción de masa remanente en cada tamiz multiplicado por la abertura media de los tamices adyacentes.

Para las capas 0-5 cm, 10-15 cm y 20-25 cm se determinaron: densidad aparente, distribución de tamaño de poros y porosidad total. La densidad aparente se determinó mediante el método del cilindro de 100  $\text{cm}^3$ . La distribución de tamaño de poros se determinó mediante el método de desorción de agua en una olla de presión de Richards (Dane y Hopmans 2002). Se recurrió a la siguiente ecuación para calcular el diámetro (D) de los poros más pequeños del rango que fue drenado mediante una presión determinada (Carter y Ball 1993):

$$D (\mu\text{m}) = 300/\text{Presión (kPa)}$$

El volumen de agua removido entre dos tamaños de poros determinados equivale al espacio poroso para ese rango. Las presiones utilizadas fueron 6 y 30 kPa, correspondiendo a diámetros de 50 y 10  $\mu\text{m}$ , respectivamente. La porosidad total se determinó mediante la siguiente ecuación:

$$\text{Porosidad total (\%)} = 1 - (\text{DA} / 2,65) * 100$$

donde DA es la densidad aparente de la muestra y 2,65 equivale a la densidad de partícula, ambas en  $\text{Mg m}^{-3}$ .

#### **4.2.4. Determinación de raíces de los CC**

Las raíces de los CC fueron evaluadas luego del secado de los CC en el año 2009. Dentro de las parcelas experimentales se seleccionaron puntos entre el surco y el entresurco sobre los que se tomó una muestra de suelo con un barreno de 20 cm de profundidad y 5,5 cm de diámetro. Dichas muestras fueron conservadas a 5 °C hasta el momento del análisis en el laboratorio. Las raíces fueron cuidadosamente separadas del suelo mediante lavado con agua sobre un tamiz (0,5 mm). La longitud radical total, el diámetro y el volumen radical fueron cuantificados escaneando las raíces con software de análisis de imágenes (WinRhizo Pro, Régent Instruments, Québec, Canadá). Posteriormente, las raíces fueron colocadas en estufa a 60°C para determinar la biomasa seca. Con estos parámetros se calculó la densidad de masa y de largo de raíces y el volumen del suelo ocupado por raíces. La expresión de estos resultados por unidad de volumen de suelo responde a la asociación de dichas variables con las propiedades físicas de los suelos (Materechera et al. 1992a, Haynes y Francis 1993, Martínez et al. 2008). El porcentaje de longitud radical en las diferentes clases de diámetro de raíces se determinó sobre la longitud total de raíces de la muestra analizada.

#### **4.2.5. Determinación de fracciones orgánicas del suelo**

Luego de la siembra de soja del año 2010, se cuantificaron las fracciones orgánicas: CO total y particulado, y proteínas del suelo relacionadas a las glomalin totales y fácilmente extractables en muestras superficiales de suelo (0-15 cm). Las glomalin totales del suelo se determinaron también sobre las muestras provenientes de la pastura. La extracción del CO particulado se realizó luego de dispersión de la muestra y separación mediante un tamiz de 53  $\mu\text{m}$  (Cambardella y Elliot 1992). El contenido de CO de las distintas fracciones se cuantificó volumétricamente luego de oxidación húmeda de la muestra de suelo (sin fraccionar) y de la fracción < 53  $\mu\text{m}$  (Walkley y

Black 1934). El CO particulado se calculó por diferencia entre el CO total y el CO < 53  $\mu\text{m}$ . Las proteínas del suelo relacionadas a las glomalininas fácilmente extractables fueron extraídas luego de un ciclo de autoclavado (30 min, 121°C) de las muestras de suelo con solución tampón de citrato de sodio 20 mM, pH 7,0. Para la extracción de las proteínas del suelo relacionadas a las glomalininas totales fueron necesarios 8 ciclos de extracción (60 min, 121°C) con solución tampón de citrato de sodio 50 mM, pH 8,0. El contenido de proteínas del suelo relacionadas a las glomalininas totales y fácilmente extractables fue cuantificado colorimétricamente mediante la técnica de Bradford, utilizando albúmina como proteína patrón (Rillig 2004). La diferencia entre la fracción total y fácilmente extractable fue considerada como la fracción estabilizada de las proteínas del suelo relacionadas a las glomalininas.

#### 4.2.4. Análisis estadísticos

La biomasa, fracciones orgánicas y propiedades físicas del suelo fueron analizadas mediante la utilización de modelos lineales mixtos. En los casos en que las variables se midieron reiteradas veces, los factores incluidos en el modelo fueron: tratamiento (con distintas especies de CC o sin CC), momento (luego de siembra de soja o luego de siembra del CC), año (primer o segundo año) y sus interacciones. Algunas variables (densidad aparente, porosidad) se analizaron incorporando también el factor profundidad.

Los resultados de la biomasa de residuos sobre el suelo, la tasa de infiltración y la estabilidad estructural fueron analizados mediante modelos lineales mixtos. El diseño utilizado fue el siguiente:

$$y_{ijkl} = \mu + \tau_i + \gamma_j + \chi_k + \delta_{ij} + \phi_{jk} + \omega_{ik} + \varphi_{ijk} + b_l + p_{il} + sp_{jil} + e_{ijkl}$$

$$i = 1, \dots, 4 \quad j = 1, 2 \quad k = 1, 2 \quad l = 1, \dots, 4$$

donde  $y_{ijkl}$  representa la respuesta observada en el  $l$ -ésimo bloque, el  $i$ -ésimo tratamiento, en el  $j$ -ésimo año asociado a las subparcelas y en el  $k$ -ésimo momento de muestreo asociado a la sub-subparcela.  $\mu$  representa la media general de la respuesta,  $\tau_i$  representa el efecto del  $i$ -ésimo tratamiento,  $\gamma_j$  representa el efecto del  $j$ -ésimo año,  $\chi_k$  representa el efecto del  $k$ -ésimo momento y  $\delta_{ij}$ ,  $\phi_{jk}$ ,  $\omega_{ik}$  y  $\varphi_{ijk}$  representan los efectos de las interacciones. Por otra parte  $b_l$ ,  $p_{il}$ ,  $sp_{jil}$  y  $e_{ijkl}$  corresponden a efectos aleatorios de los bloques, de las parcelas dentro de los bloques, de las subparcelas dentro de las parcelas y de los errores experimentales. Las suposiciones sobre estos componentes aleatorios es que  $b_l \sim N(0, \sigma_b^2)$ ,  $p_{il} \sim N(0, \sigma_p^2)$ ,  $sp_{jil} \sim N(0, \sigma_{sp}^2)$  y  $e_{ijkl} \sim N(0, \sigma_e^2)$  y que estos cuatro componentes aleatorios son independientes. Se analizaron estos datos considerando modelos con distintas estructuras de covarianza, combinando apropiadamente estructuras de correlación residual, heteroscedasticidad residual y efectos aleatorios. Mediante criterios de verosimilitud penalizada (AIC y BIC) se eligió el modelo que mejor describió los datos, y usando este modelo se realizó la inferencia acerca de las medias (comparar tratamientos, estudiar el efecto de los años y los momentos de muestreo).

Los resultados de la densidad aparente, porcentaje de macroporos > 50  $\mu\text{m}$ , mesoporos entre 50 - 10  $\mu\text{m}$ , y poros < 10  $\mu\text{m}$  en cada tratamiento fueron analizados mediante modelos mixtos. El diseño utilizado fue el siguiente:

$$\begin{aligned}
y_{ijklm} = & \mu + \tau_i + \gamma_j + \chi_k + \vartheta_l + \delta_{ij} + \phi_{jk} + \omega_{ik} + \varphi_{ijk} + \lambda_{il} \\
& + \nu_{jl} + \psi_{kl} + \xi_{ijl} + \pi_{jlm} + \varrho_{ijklm} + b_m + p_{im} + sp_{ijlm} + e_{ijklm} \\
i = & 1, \dots, 4 \quad j = 1, 2 \quad k = 1, 2 \quad m = 1, \dots, 3 \quad l = 1, \dots, 4
\end{aligned}$$

donde  $y_{ijklm}$  representa la respuesta observada en el  $m$ -ésimo bloque, el  $i$ -ésimo tratamiento asociado a la parcela, en el  $j$ -ésimo año y en el  $k$ -ésimo momento de muestreo ambos asociados a las subparcela y el  $l$ -ésimo estrato asociado a la sub-subparcela.  $\mu$  representa la media general de la respuesta,  $\tau_i$  representa el efecto del  $i$ -ésimo tratamiento,  $\gamma_j$  representa el efecto del  $j$ -ésimo año,  $\chi_k$  representa el efecto del  $k$ -ésimo momento y  $\vartheta_l$  representa el efecto de la  $l$ -ésima profundidad y  $\delta_{ij}$ ,  $\phi_{jk}$ ,  $\omega_{ik}$ ,  $\varphi_{ijk}$ ,  $\lambda_{il}$ ,  $\nu_{jl}$ ,  $\psi_{kl}$ ,  $\xi_{ijl}$ ,  $\pi_{jlm}$ ,  $\varrho_{ijklm}$  representan los efectos de las interacciones. Por otra parte  $b_m$ ,  $p_{im}$ ,  $sp_{ijlm}$  y  $e_{ijklm}$  corresponden a efectos aleatorios de los bloques, de las parcelas dentro de los bloques, de las subparcelas dentro de las parcelas y de los errores experimentales. Las suposiciones sobre estos componentes aleatorios es que  $b_l \sim N(0, \sigma_b^2)$ ,  $p_{im} \sim N(0, \sigma_p^2)$ ,  $sp_{ijkm} \sim N(0, \sigma_{sp}^2)$  y  $e_{ijklm} \sim N(0, \sigma_e^2)$  y que estos cuatro componentes aleatorios son independientes. Se analizaron estos datos considerando modelos con distintas estructuras de covarianza, combinando apropiadamente estructuras de correlación residual, heteroscedasticidad residual y efectos aleatorios. Mediante criterios de verosimilitud penalizada (AIC y BIC) se eligió el modelo que mejor describió los datos, y usando este modelo se realizó la inferencia acerca de las medias (comparar tratamientos, estudiar el efecto de los años, los momentos de muestreo y los distintos estratos).

Los resultados de la caracterización de los sistemas radicales y de las fracciones orgánicas del suelo fueron analizados mediante modelos lineales mixtos. El diseño utilizado fue el siguiente:

$$\begin{aligned}
y_{ijk} = & \mu + \tau_i + b_k + e_{ik} \\
i = & 1, \dots, 4 \quad k = 1, \dots, 4
\end{aligned}$$

donde  $y_{ijk}$  representa la variable observada en el  $k$ -ésimo bloque y el  $i$ -ésimo tratamiento.  $\mu$  representa la media general de la respuesta,  $\tau_i$  representa el efecto del  $i$ -ésimo tratamiento.  $b_k$  y  $e_{ik}$  corresponden a efectos aleatorios de los bloques y de los errores experimentales respectivamente. Las suposiciones acerca de los componentes aleatorios son que  $b_k \sim N(0, \sigma_b^2)$  y  $e_{ik} \sim N(0, \sigma_e^2)$ . Para caracterizar la matriz de varianza y covarianza de  $e_{ik}$  se contemplaron distintas opciones que consideraron heterocedasticidad entre los tratamientos. Finalmente se eligió el modelo que menor AIC y BIC presentó.

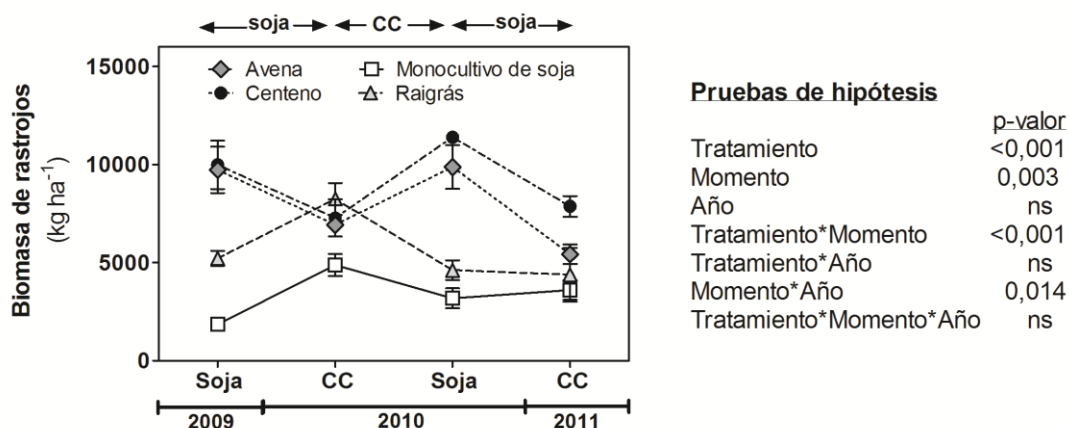
Los análisis de todos los modelos lineales mixtos se realizaron con R a través del programa InfoStat (Di Rienzo 2015). Luego se realizaron pruebas LSD de Fisher para las comparaciones de las medias. Para controlar el error tipo I se usó el criterio de corrección de Bonferroni (Hsu 1996).

## **4.3. Resultados**

### **4.3.1. Biomasa de residuos sobre el suelo**

La biomasa de residuos sobre el suelo mostró interacción estadísticamente significativa entre tratamientos y momentos de muestreo (Fig. 4.3). Al momento de siembra de soja, los tratamientos avena y centeno mostraron mayores niveles de biomasa de residuos sobre el suelo que raigrás, y éste a su vez, mayor nivel que el monocultivo de soja. Al momento de siembra de los CC, la biomasa de residuos sobre el suelo fue mayor en las parcelas con CC que en las de monocultivo de soja, en este caso sin diferencias entre avena, centeno y raigrás (Fig. 4.3).

Los resultados mostraron también interacción estadísticamente significativa entre el momento de muestreo y el año (Fig. 4.3). En el primer año de muestreo no hubo diferencia estadísticamente significativas entre los momentos, mientras que en el segundo año la biomasa de residuos fue mayor en el momento de siembra de soja que en el momento de siembra de los CC (Fig. 4.3).



#### Comparaciones de medias

##### "Tratamiento x Momento"

Tratamiento	momento	Medias
Centeno	Siembra soja	10680 a
Avena	Siembra soja	9797 a
Raigrás	Siembra soja	4914 c
Monoc. Soja	Siembra soja	2514 d
Centeno	Siembra CC	7390 b
Raigrás	Siembra CC	6448 b
Avena	Siembra CC	6142 b
Monoc. Soja	Siembra CC	4188 c

##### "Momento x Año"

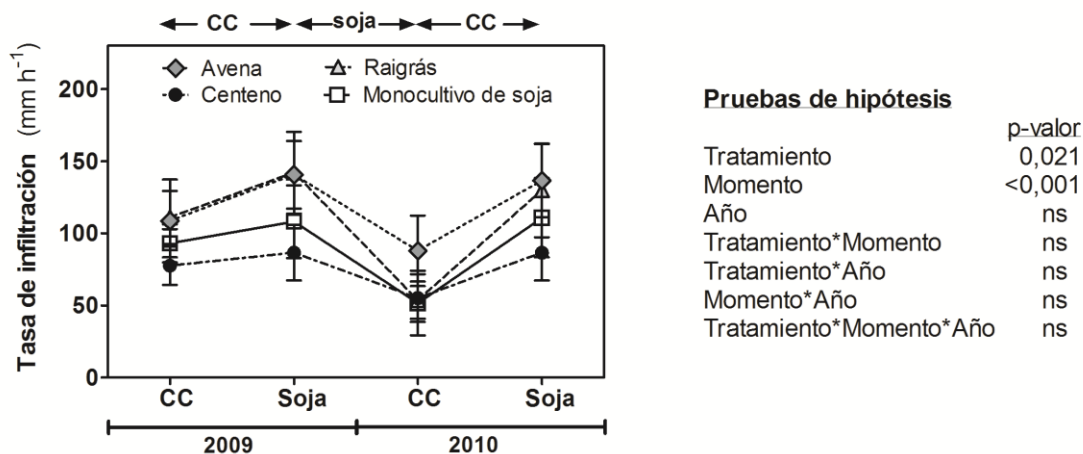
Año	momento	Medias
1	Siembra Soja	6691 a
1	Siembra CC	6825 a
2	Siembra Soja	7261 a
2	Siembra CC	5257 b

**Figura 4.3.** Biomasa de residuos sobre el suelo a la siembra de soja y de los cultivos de cobertura (CC) en los dos años experimentales en los tratamientos con y sin CC. Los puntos indican los valores experimentales medios y las barras verticales el error estándar ( $n = 4$ ). Se muestra la tabla de las pruebas de hipótesis según el modelo mixto planteado (ns indica efecto no significativo), y las comparaciones de medias (letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas,  $\alpha = 0,05$ ).

#### 4.3.2. Propiedades físicas del suelo

En términos generales, los valores de la tasa de infiltración fueron elevados, pues variaron entre 50 y 150 mm h<sup>-1</sup>. La tasa de infiltración presentó diferencias entre tratamientos y entre momentos de muestreo, sin interacciones estadísticamente significativas entre estos factores (Fig. 4.4). Los CC avena y raigrás incrementaron la tasa de infiltración entre el 21-31% respecto del monocultivo de soja, mientras que centeno no mostró efectos estadísticamente significativos. En todos los tratamientos la tasa de infiltración en el momento de siembra de soja, i.e., luego del barbecho o del crecimiento de los CC, fue mayor que en el momento de siembra de los CC, i.e., luego del cultivo de soja (Fig. 4.4).



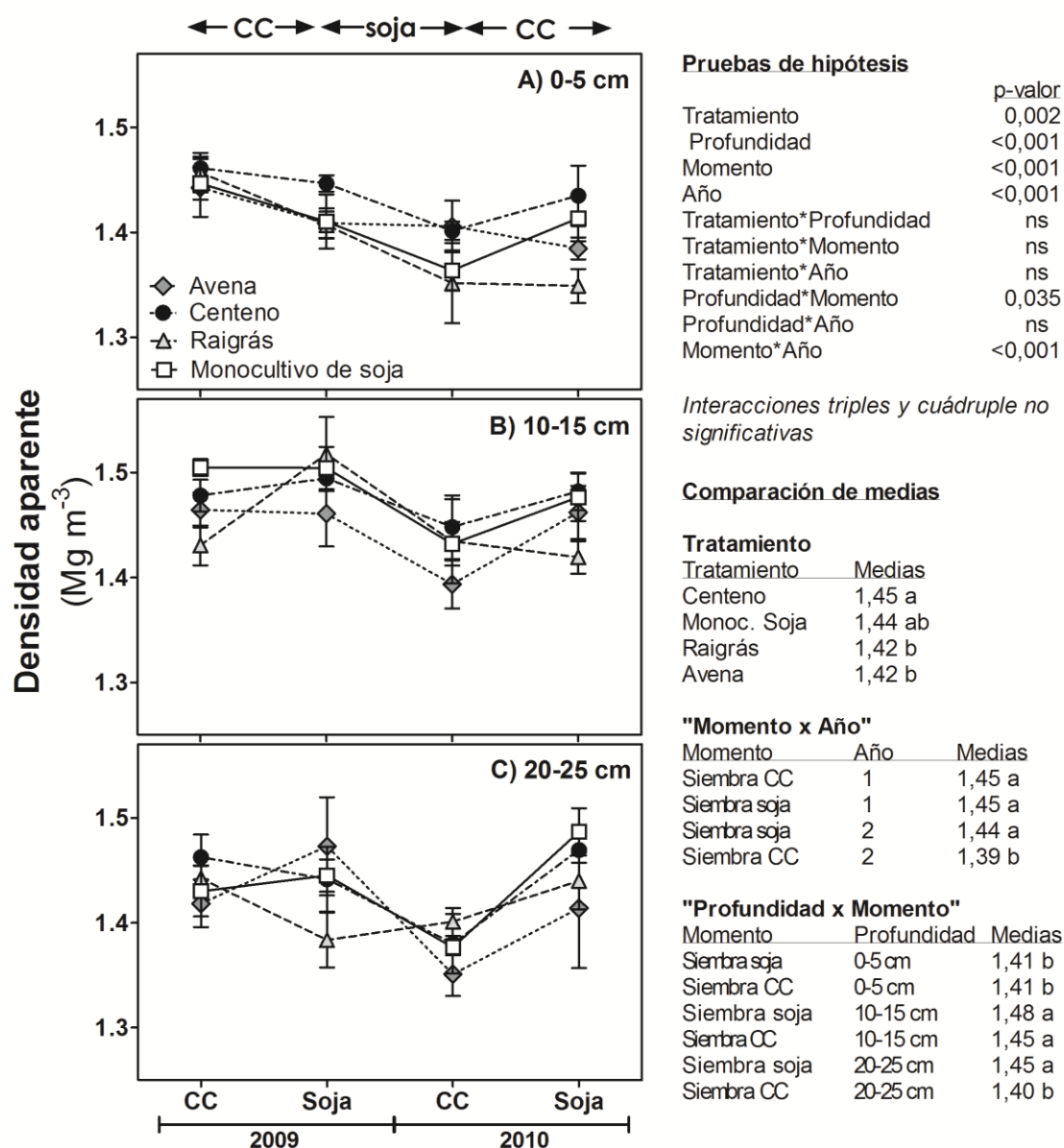


#### Comparaciones de medias

Tratamiento		Momento	
Tratamiento	Medias	Momento	Medias
Avena	118 a	Siembra Soja	118 a
Raigrás	109 a	Siembra CC	80 b
Monoc. Soja	90 b		
Centeno	76 b		

**Figura 4.4.** Tasa de infiltración a la siembra de los cultivos de cobertura (CC) y de Soja en los dos años experimentales en los tratamientos con y sin CC. Los puntos indican los valores experimentales medios y las barras verticales el error estándar ( $n = 4$ ). Se muestra la tabla de las pruebas de hipótesis según el modelo mixto planteado (ns indica efecto no significativo), y las comparaciones de medias (letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas,  $\alpha = 0,05$ ).

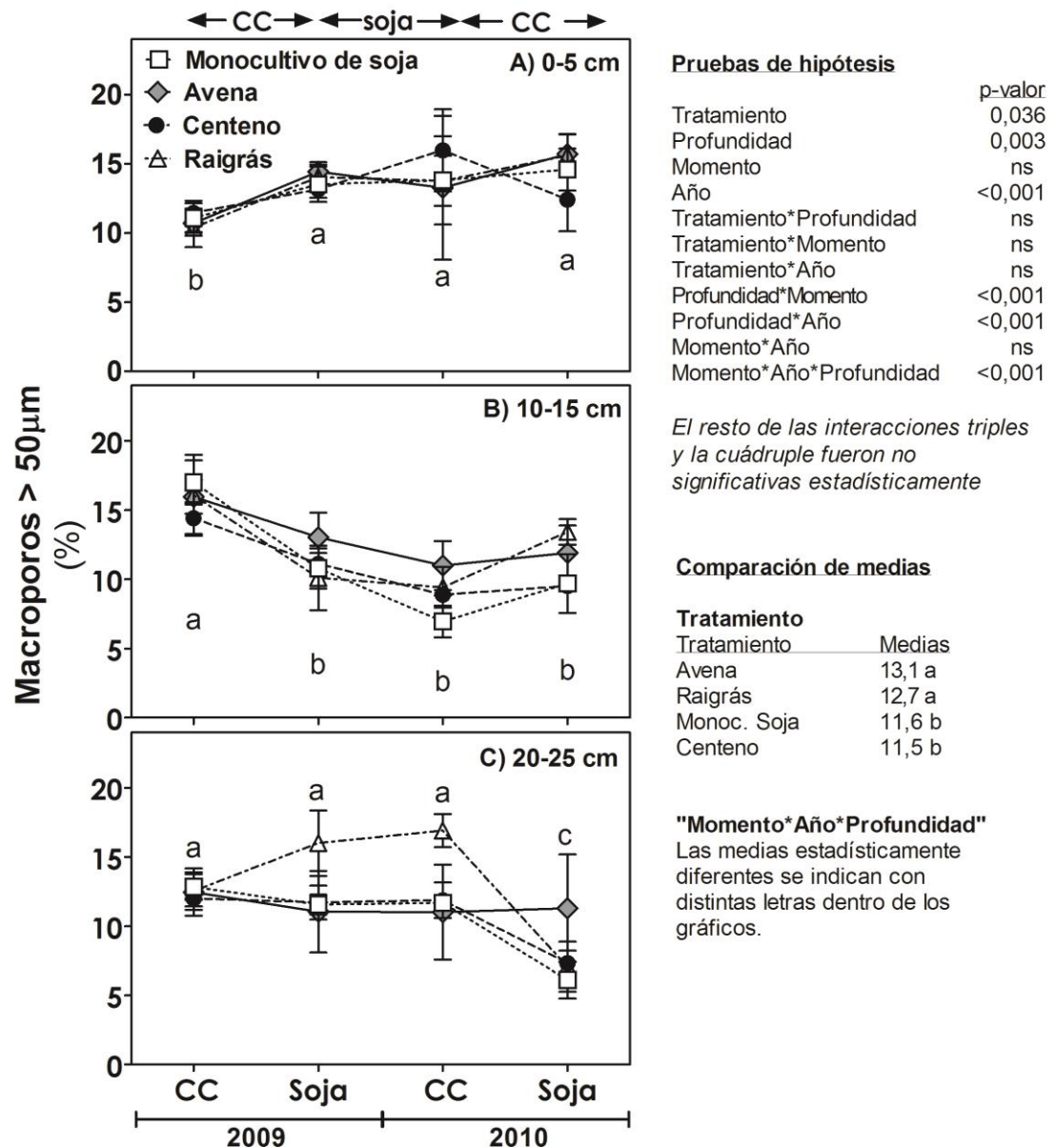
Los valores de densidad aparente se ubicaron dentro del rango  $1,3-1,6 \text{ Mg m}^{-3}$  para las tres profundidades evaluadas. La densidad aparente presentó efectos estadísticamente significativos de los tratamientos, sin interacción de este factor con el momento de muestreo, el año o la profundidad evaluada (Fig. 4.5). Estas diferencias indican que el monocultivo de soja no se diferenció de los tratamientos con CC. Entre estos últimos, centeno incrementó en un 2% la densidad aparente respecto de avena y raigrás (Fig. 4.5). Además, la densidad aparente presentó interacciones estadísticamente significativas entre momento de muestreo y año, por un lado, y entre momento de muestreo y profundidad, por el otro (Fig. 4.5). Se observó una disminución de la densidad aparente luego de la siembra de los CC (o inicio del barbecho) en el año 2010, y un posterior incremento a la siembra de soja en el mismo año. Respecto a la interacción con la profundidad, se observó que al momento de siembra de soja la densidad aparente fue mayor que al momento de siembra de los CC, sólo en el estrato más profundo (Fig. 4.5).



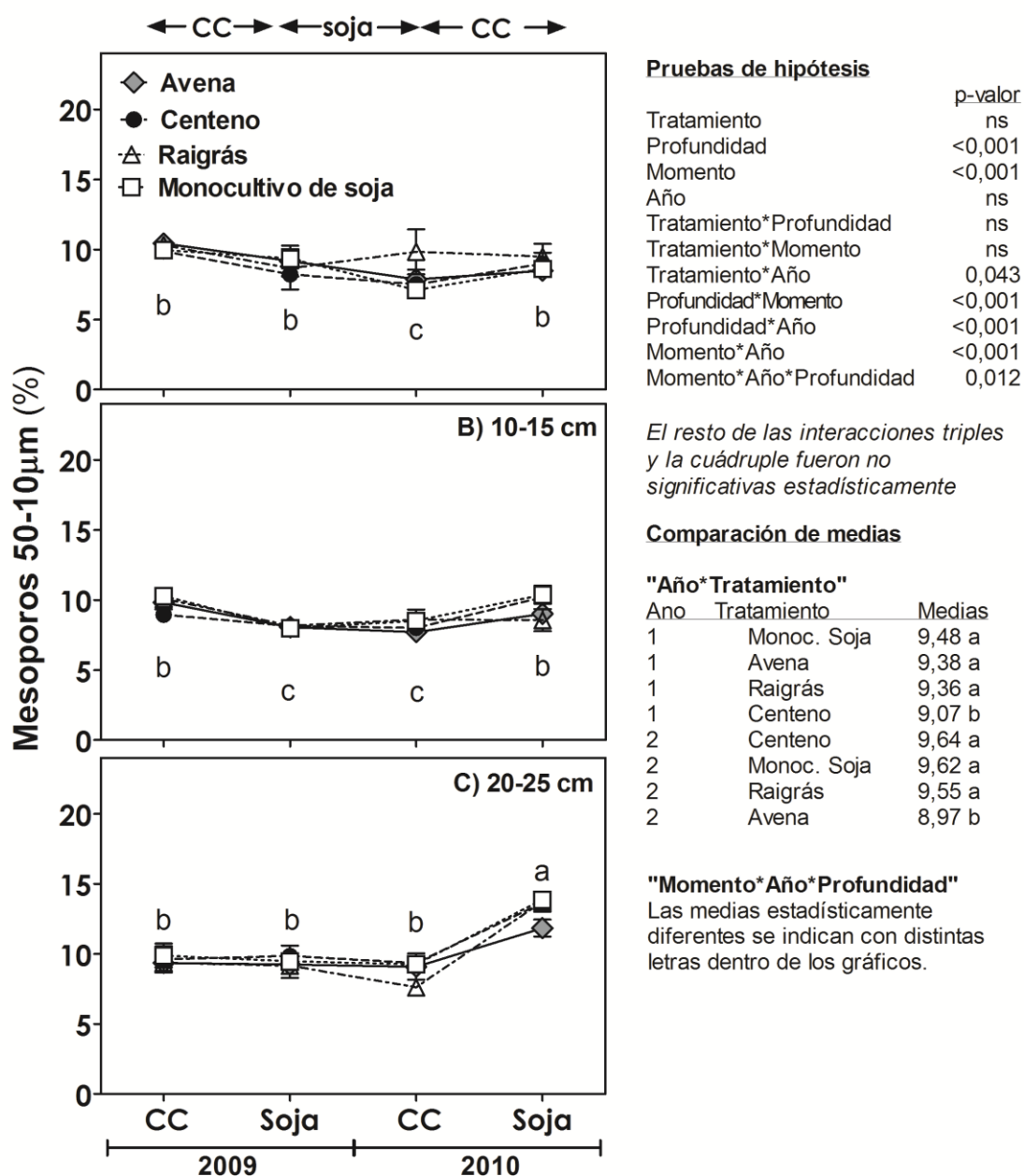
**Figura 4.5.** Densidad aparente a la siembra de los cultivos de cobertura (CC) y de Soja en los dos años experimentales en los tratamientos con y sin CC. Los puntos indican los valores experimentales medios y las barras verticales el error estándar ( $n = 4$ ). Se muestra la tabla de las pruebas de hipótesis según el modelo mixto planteado (ns indica efecto no significativo), y las comparaciones de medias (letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas,  $\alpha = 0,05$ ).

La distribución de tamaño de poros presentó cambios en respuesta a la presencia de CC. El volumen de macroporos presentó efecto significativo de los tratamientos, sin interacción con la profundidad, el momento de muestreo ni el año (Fig. 4.6). A partir de los gráficos de la Figura 4.6 no es posible distinguir claramente las diferencias estadísticas que arroja el modelo. Estas diferencias pueden verse sólo cuando se promedian los valores de cada tratamiento para los distintos momentos y profundidades (tal como muestra la tabla de comparación de medias a la derecha de la Figura 4.6). Dicha comparación muestra que el volumen de macroporos fue entre 9-12% mayor en los tratamientos con avena y raigrás que en las parcelas con centeno o bajo monocultivo de soja (Fig. 4.6). Por otro lado, el volumen de macroporos presentó

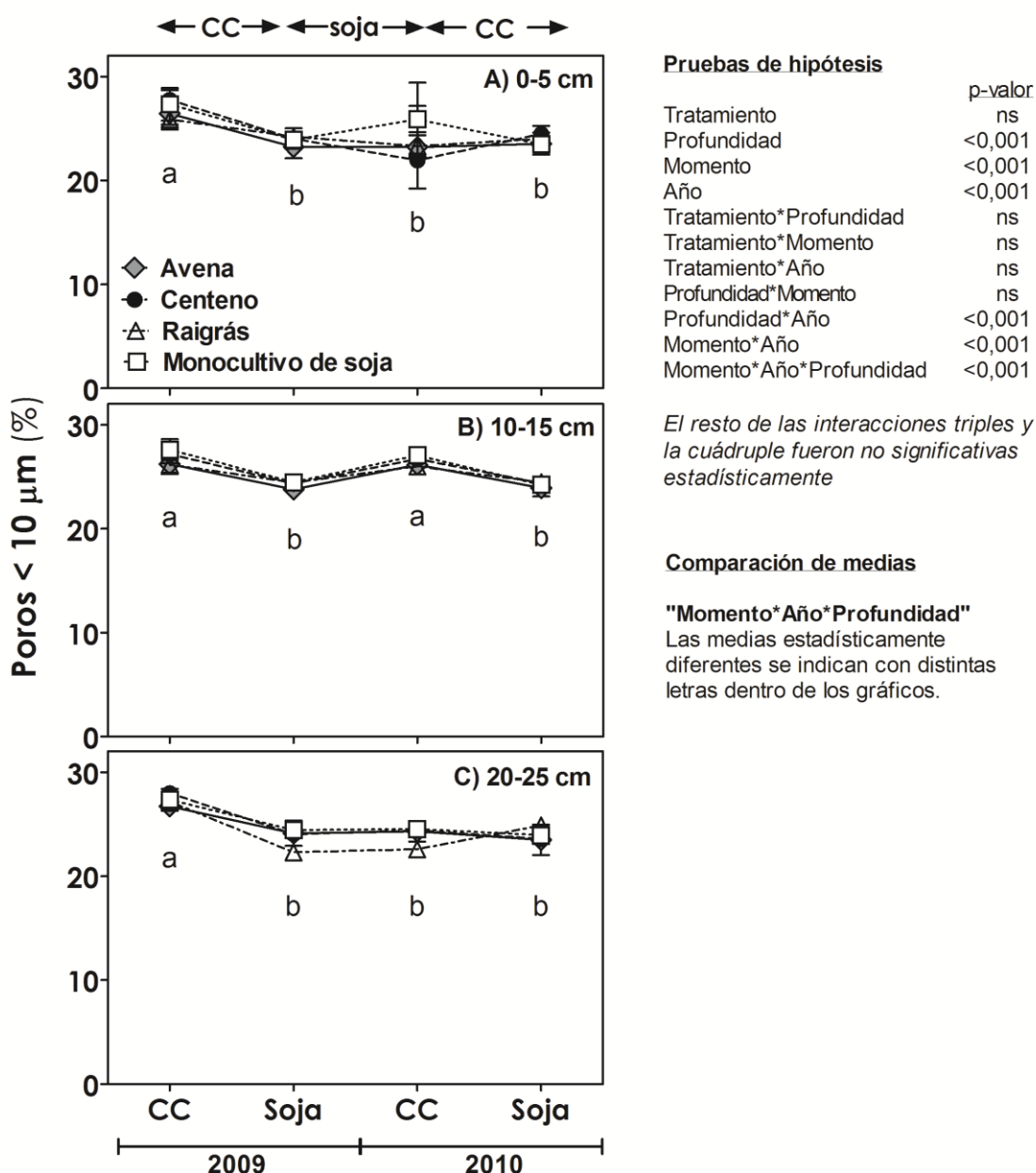
interacción triple significativa entre el momento de muestreo, el año y la profundidad. Además de algunos efectos menores, la tendencia general indicó que el volumen de macroporos fue mayor en el estrato más superficial, y en el más profundo, y menor en el estrato intermedio (Fig. 4.6). El volumen de mesoporos (10-50  $\mu\text{m}$ ) presentó un efecto menos claro de los tratamientos, ya que mostró interacción significativa de éstos con el año en estudio (Fig. 4.7). En 2009 centeno presentó menor volumen de mesoporos que avena, raigrás y monocultivo de soja, mientras que en 2010 fue avena el tratamiento con menor mesoporosidad (Fig. 4.7). Por último, el volumen de poros  $< 10 \mu\text{m}$  no mostró efecto de los tratamientos (Fig. 4.8). El volumen de los tres rangos de poros estudiados presentaron interacción triple estadísticamente significativa entre momento de muestreo, año y profundidad (Fig. 4.7 y 4.8). Sin embargo, las variaciones en el volumen de estos poros más pequeños fueron menores que las de los macroporos. Mientras que la macroporosidad varió en el rango de 10,5 – 14,2 %, la mesoporosidad y la porosidad  $< 10 \mu\text{m}$  se mantuvieron a lo largo de los experimentos en el rango 8,6 - 10,6 % y 24,1-25,8 %, respectivamente (Fig. 4.6, 4.7 y 4.8).



**Figura 4.6.** Macroporos a la siembra de los cultivos de cobertura (CC) y de Soja en los dos años experimentales en los tratamientos con y sin CC. Los puntos indican los valores experimentales medios y las barras verticales el error estándar ( $n = 4$ ). Se muestra la tabla de las pruebas de hipótesis según el modelo mixto planteado (ns indica efecto no significativo) y las comparaciones de medias (letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas,  $\alpha = 0,05$ ).



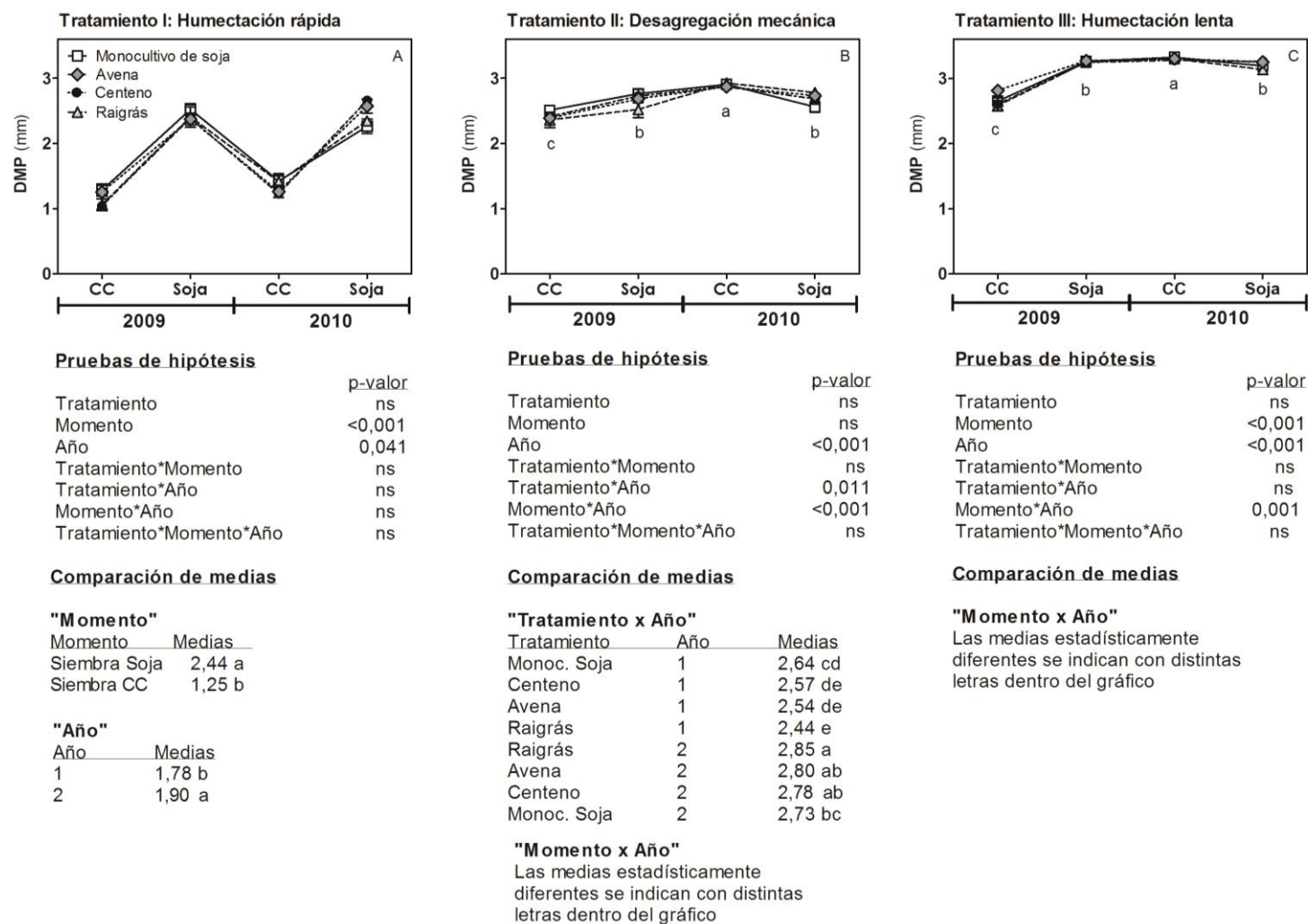
**Figura 4.7.** Mesoporos (50-10µm) a la siembra de los cultivos de cobertura (CC) y de Soja en los dos años experimentales en los tratamientos con y sin CC. Los puntos indican los valores experimentales medios y las barras verticales el error estándar ( $n = 4$ ). Se muestra la tabla de las pruebas de hipótesis según el modelo mixto planteado (ns indica efecto no significativo), y las comparaciones de medias (letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas,  $\alpha = 0,05$ ).



**Figura 4.8.** Poros < 10μm a la siembra de soja y de los cultivos de cobertura (CC) en los dos años experimentales en los tratamientos con y sin CC. Los puntos indican los valores experimentales medios y las barras verticales el error estándar (n = 4). Se muestra la tabla de las pruebas de hipótesis según el modelo mixto planteado (ns indica efecto no significativo), y las comparaciones de medias. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ( $\alpha = 0,05$ )

La estabilidad de agregados, medida por los diferentes mecanismos de estrés propuestos por Le Bissonnaiss (1996), mostró diferencias entre momentos de muestreo, años de estudio, o bien interacción entre ellos. La estabilidad medida luego de inmersión rápida en agua (Tratamiento I) mostró efecto del momento de muestreo y del año en estudio (Fig. 4.9 A). Esta variable presentó picos de mayor estabilidad (alrededor del doble) al momento de siembra de soja, es decir, luego de los períodos de crecimiento de los CC (o de barbecho) (Fig. 4.9 A). A su vez, los agregados presentaron mayor estabilidad en el segundo año respecto al primero (Fig. 4.9). La estabilidad evaluada frente a los otros mecanismos de ruptura de agregados presentó variaciones

temporales menos marcadas (Fig. 4.9 B y C). Para el caso de la estabilidad medida frente a la desagregación mecánica (Tratamiento II), la interacción significativa entre los tratamientos y los años de estudio mostró que raigrás tuvo menor estabilidad frente a la desagregación mecánica que monocultivo de soja durante 2009, mientras que la tendencia fue inversa en 2010 (Fig. 4.9 B). Tanto la estabilidad medida frente a la desagregación mecánica (Tratamiento II) como en la humectación lenta (Tratamiento III) se registraron incrementos en la estabilidad en todos los tratamientos a medida que transcurrió el período evaluado, y un descenso en la última fecha de muestreo (Fig. 4.9 B, C).

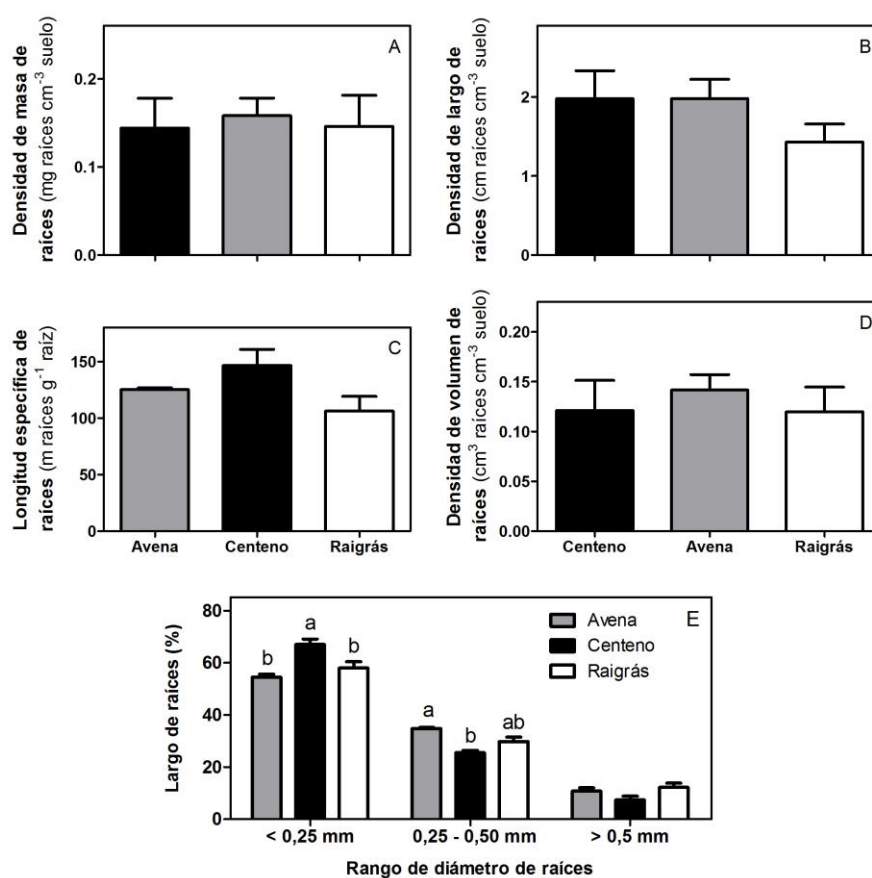


**Figura 4.9.** Estabilidad de agregados (expresada como diámetro medio ponderado, DMP) a la siembra de soja y de los cultivos de cobertura (CC) en los dos años experimentales en los tratamientos con y sin CC. Los puntos indican los valores experimentales medios y las barras verticales el error estándar ( $n = 4$ ). Se muestra la tabla de las pruebas de hipótesis según el modelo mixto planteado y las comparaciones de medias. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ( $\alpha = 0,05$ )



### 4.3.3. Raíces de los CC

La densidad de peso, largo y volumen, y la longitud específica de las raíces de los CC no presentaron diferencias entre especies de CC (Fig. 4.10 A, B, C y D). Sin embargo, la distribución del largo de raíces en distintos rangos de diámetro sí mostró diferencias entre tratamientos (Fig. 4.10 E). Centeno fue la especie que presentó la mayor proporción de raíces finas (diámetro < 0,25 mm) y la menor proporción de raíces en el rango de diámetro 0,25 – 0,50 mm (Fig. 4.10 E). La proporción de raíces más gruesas (diámetro > 0,50 mm) no presentó diferencias entre especies (Fig. 4.10 E).

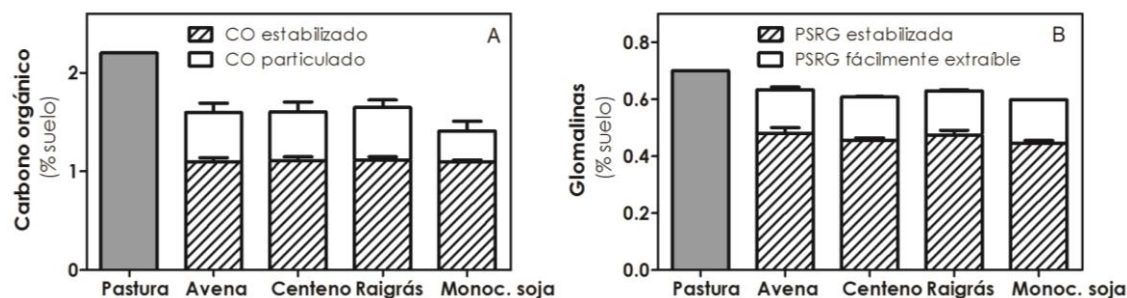


**Figura 4.10.** Evaluación de las raíces de los cultivos de cobertura: (A) Densidad de masa de raíces; (B) Densidad de largo de raíces; (C) Longitud específica de raíces; (D) Densidad de volumen de raíces y (E) Distribución del largo de raíces en rangos de diámetro. Las barras indican los valores experimentales medios y el error estándar (n = 4). Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre especies ( $\alpha = 0,05$ )

### 4.3.4. Fracciones orgánicas del suelo

El CO del suelo en el estrato 0-15 cm no fue afectado por los CC, en ninguna de las fracciones (Fig. 4.11 A). Sin embargo, si se contrastan conjuntamente los tratamientos con CC frente al monocultivo de soja, se encuentra una tendencia ( $p = 0,089$ ) hacia mayores contenidos de CO particulado en los tratamientos con CC. El

contenido de proteínas del suelo relacionadas a las glomalin, tanto fácilmente extractables como estabilizadas, tampoco mostró diferencias entre tratamientos (Fig. 4.11 B). Como referencia de un sistema quasi-prístino se muestran datos de un suelo cercano al experimento sobre el cual se ha mantenido una pastura de festuca por más de 20 años (Miriam Barraco, comunicación personal), el cual presentó un contenido de CO total y de glomalin totales de 2.2% y 0.7%, respectivamente (Fig. 4.11).

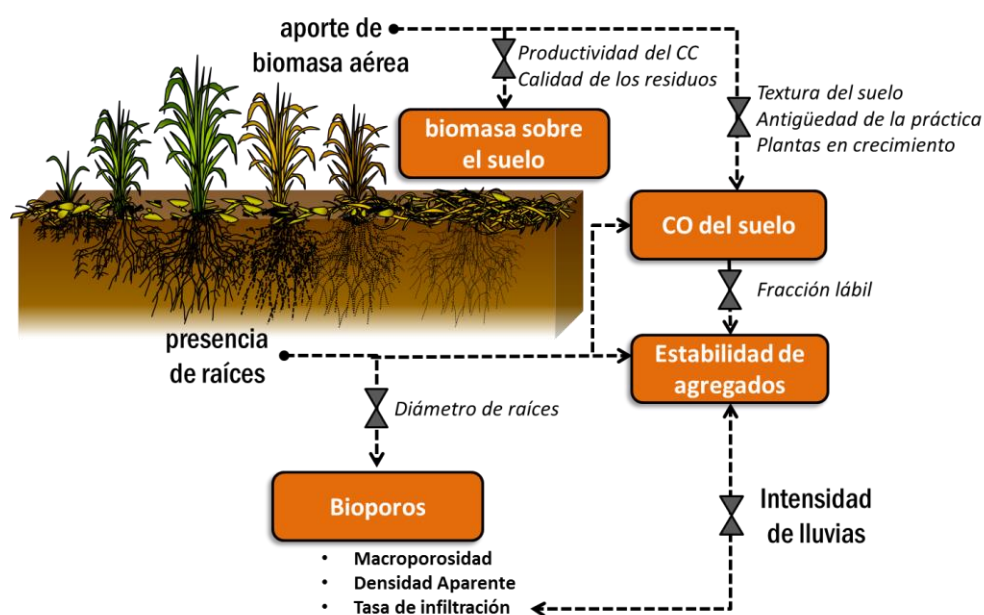


**Figura 4.11.** Fraccionamiento del carbono orgánico (CO) del suelo en CO estabilizado y particulado (A) y de las proteínas del suelo relacionadas a las glomalin (PSRG) en PSRG-estabilizadas y PSRG-fácilmente extractables (B) para los tratamientos con y sin CC de en la profundidad 0-15 cm. Se muestran como referencia, los datos de CO y Glomalin totales provenientes de una pastura (Miriam Barraco, comunicación personal). Las barras muestran los valores experimentales medios y el error estándar de la media ( $n = 4$ ).

## 4.4. Discusión

El objetivo del presente capítulo fue evaluar el impacto de los CC sobre la cobertura y las propiedades físicas del suelo en la secuencia soja / gramíneas de cobertura, y la interacción de estos efectos con el momento de la secuencia de cultivos en el que se cuantifican dichas propiedades. Los principales resultados muestran que todos los CC incrementaron la cobertura del suelo (Fig. 4.3), y que raigrás y avena incrementaron el volumen de macroporos (Fig. 4.6) y la tasa de infiltración (Fig. 4.4) con respecto al monocultivo de soja. Cabe recordar que nuestra hipótesis planteaba que los efectos de los CC sobre las propiedades físicas serían mayores luego del período de CC que luego de soja. Sin embargo, los resultados mostraron que ninguna de las propiedades físicas presentó interacción significativa entre los tratamientos y el momento de muestreo (Fig. 4.4 - 4.9). Los efectos de los CC sobre las propiedades físicas del suelo no dependieron entonces, del momento o la fase de la secuencia de cultivos, lo cual rechaza la hipótesis planteada.

Los efectos de los CC sobre la biomasa de residuos y las propiedades físicas variaron según la especie de CC. Aun cuando todas las especies utilizadas fueron gramíneas, las características de la biomasa aérea y radical de cada CC surgen como los factores responsables de la regulación de los efectos. Por otro lado, las propiedades físicas del suelo presentaron variaciones temporales independientes de los tratamientos, que podrían estar relacionadas con factores que operaron en todas las parcelas, tales como el tránsito de maquinaria o la intensidad de las lluvias. Estos aspectos serán discutidos a continuación, tal como se esquematiza en la Fig. 4.12.



**Figura 4.12.** Esquema de la discusión de los resultados del capítulo 4.

La incorporación de avena y raigrás como CC generó algunos efectos positivos sobre las propiedades físicas del suelo. Uno de ellos fue el aumento del volumen de macroporos (9-12%, Fig. 4.6) con respecto a los suelos bajo monocultivo de soja. Este efecto, detectado por el tratamiento estadístico de los datos mediante un modelo mixto, no fue estadísticamente significativo cuando se analizó individualmente cada estrato. Esto sugiere que el efecto sería incipiente y que debería ser corroborado por mediciones en el largo plazo a fin de valorar su impacto sobre el funcionamiento físico del suelo.

Los efectos de los CC sobre la macroporosidad revisten importancia aun en suelos con elevados porcentajes de arenas, como el utilizado en este estudio, ya que aunque suelen presentar genéticamente mayor volumen de macroporos que los de texturas más finas, no siempre superan el umbral crítico del 10% del volumen de suelo (Taboada et al. 1998, Micucci y Taboada 2006) por debajo del cual se afecta negativamente su capacidad de aireación (Greenland 1981, Gibbs y Reid 1988). Ninguno de los tratamientos de nuestro estudio, sin embargo, mostró disminuciones del volumen de macroporos (Fig. 4.6) o incrementos de densidad aparente (Fig. 4.5) que evidencien procesos de compactación excesiva (Gupta y Allmaras 1987, Glinski y Stepniewski 1985, Gupta y Allmaras 1987, Glinski y Lipiec 1990). En los suelos con alta proporción de arenas la creación de poros estables así como la estabilización de agregados es fundamentalmente biótica (Dexter 1988, Oades 1993). En nuestro estudio, los CC avena y raigrás incrementaron levemente la macroporosidad del suelo probablemente debido a la formación de bioporos por parte de sus sistemas radicales (Fig. 4.12, Tisdall y Oades 1982, Miller y Jastrow 1990, Williamns y Weil 2004). Es interesante notar que los mismos CC que aumentaron la macroporosidad, incrementaron también la tasa de infiltración del suelo (Fig. 4.4). El aumento de infiltración estaría asociado a incrementos en la cantidad de poros estables y de orientación vertical (Sasal et al. 2006), por lo que es probable que, al menos en parte, el aumento de macroporosidad corresponda a la creación de este tipo de bioporos por parte de las raíces.

Llamativamente, en contraste con avena y raigrás, un CC más difundido y recomendado en zonas semiáridas como el centeno no mostró ningún efecto sobre las

propiedades físicas estudiadas. Las diferencias en los efectos sobre la macroporosidad entre las especies podrían estar relacionadas con la mayor proporción de raíces más gruesas de avena y raigrás con respecto a centeno (Fig. 4.10 E, Fig. 4.12). Esta característica de los sistemas radicales los vuelve capaces de ejercer un efecto perforador o barrenador más efectivo para la creación de bioporos (Materechera et al. 1992b, Cresswell y Kierkegard 1995). Williams y Weil (2004) también hallaron que el centeno no produjo ningún efecto aliviador de la compactación, a diferencia de la canola (*Brassica napus* L.), cultivo con raíz pivotante. Dichos autores destacan que el principal efecto del centeno como CC fue –al igual que en este trabajo de tesis– el dejar una abundante cobertura de residuos que contribuyó a conservar la humedad del suelo.

La biomasa de residuos sobre el suelo dependió de la especie de CC y del momento de muestreo (Fig. 4.3). Esta dependencia tiene relación con la cantidad de residuos aportados por cada cultivo (gramíneas en los tratamientos que incluyen CC y soja en todos los tratamientos) y con la velocidad de descomposición de cada uno de ellos (Fig. 4.12). En los capítulos 2 y 3 de esta tesis se evaluaron estos aspectos, y es claro que los CC avena y centeno presentaron mayor aporte de residuos con mayor persistencia en el suelo que raigrás (Fig. 2.8 A y B). La evolución de la biomasa de residuos corrobora estos resultados: al momento de la siembra de los CC y de soja, las parcelas con avena y centeno mantuvieron entre 1,6 y 4,2 veces más biomasa de residuos sobre el suelo que el monocultivo de soja, respectivamente. Para el caso de raigrás, los menores aportes de biomasa con una estrecha relación C:N (capítulo 2), permitió incrementar la cobertura del suelo pero en menor medida que las especies más productivas (entre 1,6 y 1,9 veces para el momento de siembra de soja y CC, respectivamente). A diferencia de las mediciones realizadas en los capítulos previos (capítulos 2 y 3), en los que se evaluó la descomposición de los residuos generados cada año (2009 y 2010), en este caso las observaciones muestran el efecto acumulado de los aportes de residuos de cada CC desde la implementación de la práctica (Fig. 2.3). Esto se debe a que en el ensayo de larga duración los tratamientos se repiten anualmente sobre las mismas parcelas. Este aumento de la cobertura superficial por los CC tiene relación directa con la capacidad de cada especie de disminuir la susceptibilidad del suelo frente a la erosión hídrica y eólica (Blanco-Canqui et al. 2013).

Contrariamente a lo esperado, ningún CC no logró incrementar significativamente el contenido de CO de los suelos en los primeros 15 cm del perfil del suelo (Fig. 4.11 A). Llamativamente, luego de seis años (Fig. 2.3) de reiterados y abundantes aportes de biomasa de residuos, el contenido de CO del suelo mostró apenas tendencias ( $p = 0,085$ ) hacia un incremento en la capa 0-15 cm de los tratamientos con CC (Fig. 4.11 A). Probablemente esta tendencia esté relacionada con la mayor concentración del CO en los primeros 5 cm de suelo en los tratamientos con CC respecto del monocultivo de soja, que había sido cuantificada dos años antes (en abril de 2009, Fig. 2.5). Los resultados indican que el efecto de los CC sobre el CO del suelo estuvo restringido a los primeros centímetros del suelo, y que este impacto se diluyó al considerar una capa de 15 cm de profundidad. De todas formas, todos estos valores – con o sin CC– estuvieron por debajo del nivel de CO hallado por Miriam Barraco (comunicación personal) en una pastura de festuca de más de 20 años que se consideró como una situación cuasi-prístina de referencia (Fig 4.11), lo cual indica que aun con agricultura en siembra directa que incluya CC resulta poco factible la recuperación de los niveles originales de CO de los suelos. Resultados similares fueron hallados en otros suelos pampeanos (Díaz Zorita et al. 2002; Álvarez et al. 2009; Berhongaray et al.

2013). No obstante, aun cuando el cultivo continuo de soja provocó una caída del CO al 1,4% (Fig. 4.11 A), la reiteración de los CC durante 6 años (Fig. 2.3) tendió a incrementar los tenores de CO, alcanzando el 1,6% en promedio entre las distintas especies. Probablemente los 6 años de la práctica fueron insuficientes para mostrar mayores efectos en este tipo de suelo. Se esperaría que las mediciones a más largo plazo muestren una mayor recuperación del CO del suelo.

Otros estudios tanto de largo como de corto plazo con CC también mostraron escasos o nulos incrementos en el CO del suelo, incluso cuando se consideran los primeros centímetros del perfil (22 años, Motta et al. 2007, 2 años, Fronning et al. 2008, 3 años, Mubiru y Coyne 2009, 13 años, Steele et al. 2012). En nuestro caso, es probable que otro factor de falta de respuesta esté relacionado con las características texturales del suelo (Fig. 4.12). Numerosos estudios han demostrado que la mineralización del CO es más rápida en suelos arenosos que en suelos de texturas más finas (Six et al. 2000, Fageria 2012), debido a la escasa protección física que ofrecen las arenas a los componentes orgánicos. El elevado contenido de arenas (42%) del suelo de este experimento podría explicar su escasa capacidad para proteger a la materia orgánica e incrementar su acumulación en el suelo. Debe considerarse, además, que los CC presentan un doble comportamiento respecto a la acumulación de CO en los suelos: por un lado aportan residuos (aéreos y radicales) pero por otro lado tienen, como todas las plantas, la capacidad de modificar el ambiente rizosférico, y en consecuencia, afectar las tasas de descomposición del CO pre-existente en el suelo (Fig. 4.12). Se ha demostrado que estas tasas pueden incrementarse de tres a cinco veces (efecto “*priming*” extra-mineralización o cebador), o bien disminuir entre 10% y 30% debido al cultivo de especies vegetales (Kuzyakov 2002). Si bien en este estudio no se evaluó el efecto de los CC sobre la mineralización del CO del suelo, sí se demostró que incrementan la descomposición de los residuos que permanecen en superficie, y que esta estimulación está relacionada con el incremento en la biomasa y la actividad microbiana en los ambientes bajo CC (capítulo 3). Del mismo modo, los CC podrían estimular la descomposición del CO del suelo, y de esa forma disminuir su acumulación en los estratos sub-superficiales del suelo en las parcelas bajo CC (i.e., aquellos que presentan mayor interacción con las raíces). Sin embargo, la medición de este efecto estuvo fuera del alcance de esta tesis. Por otra parte, el agregado de N por fertilización podría incrementar la actividad microbiana y estimular la mineralización del CO de los suelos. Sin embargo, en nuestros experimentos la fertilización se llevó a cabo en todos los tratamientos (con y sin CC), por lo cual no habría, en este caso, un efecto diferencial entre los tratamientos.

Las fracciones orgánicas de mayor labilidad muestran mayor sensibilidad frente a los cambios de manejo del suelo y son las que suelen mantener las relaciones más estrechas con las propiedades físicas, especialmente con la estabilidad de agregados (Degens 1997 a, b, Liu et al. 2005, Fig. 4.12). El CO particulado es una de estas fracciones lábiles, frecuentemente utilizada como indicador de calidad de suelo (Cambardella y Eliot 1992). Sin embargo, en este estudio la inclusión de CC generó sólo una tendencia hacia mayores valores cuando se contrastaron todos los CC versus el monocultivo de soja (Fig. 4.11 A). Las proteínas del suelo relacionadas a las glomalinan constituyen una fracción relacionada a las hifas de hongos micorrízicos, que también ha mostrado asociaciones con la estabilidad de agregados del suelo (Rillig 2004), incluso en sistemas agrícolas bajo CC (Kabir y Koide 2000). En el suelo de nuestro estudio tampoco se observaron cambios en los niveles de estas proteínas (totales ni fácilmente

extractables) en respuesta a la incorporación de CC (Fig 4.11 B). En consecuencia, considerando que la inclusión de CC no incrementó los niveles de las fracciones orgánicas del suelo en la profundidad estudiada, y que la agregación de estos suelos depende en gran medida de su contenido de CO, particularmente de la fracción lábil (Degens 1997 a, b), entonces la ausencia de respuesta de la estabilidad de agregados podría tener relación con el efecto insuficiente de los CC sobre los componentes orgánicos del suelo. No debiera descartarse que la estabilidad de agregados medida en un estrato más superficial (0-5 o 0-10 cm) hubiese mostrado un efecto positivo de los CC.

Los resultados de este capítulo se inscriben dentro del escenario general que muestra una gran variabilidad de respuestas de las distintas propiedades físicas del suelo frente a la incorporación de CC en las rotaciones. Mientras algunos trabajos muestran grandes efectos de los CC sobre las propiedades físicas de los suelos (Obi 1999, Kabir y Koide 2000, Villamil et al. 2006, Blanco-Canqui et al. 2013), otros muestran una gran resistencia al cambio de estas propiedades, tanto en el corto (Mubiru y Coyne 2009, Ralisch et al. 2010, Acuña y Villamil 2014), como en el largo plazo (Blanco-Canqui et al. 2011, Calegari et al. 2013). Respecto a este último aspecto y a modo de ejemplo, Calegari et al. (2013) no hallaron un efecto claro de diversas especies de CC sobre la densidad aparente, ni sobre la distribución de tamaño de poros de un suelo arcilloso luego de 19 años de CC. Del mismo modo, Blanco Canqui et al. (2011) no encontraron disminuciones en la resistencia a la penetración de un suelo franco limoso luego de 15 años de CC. En nuestro estudio, sólo propiedades como la macroporosidad y la tasa de infiltración experimentaron mejoras con CC como avena y raigrás, lo cual debiera ser atribuido a las características de los sistemas radicales de esos CC. En cambio, otras propiedades físicas a priori teóricamente más sensibles a la inclusión de CC (Martens 2000, Liu et al. 2005, Álvarez et al. 2009), como el CO particulado y la estabilidad de agregados no mostraron cambios. Si bien no debe descartarse que las condiciones edáficas (profundidad evaluada y elevado porcentaje de arena del suelo) y ambientales (escasas precipitaciones y menor producción de biomasa aérea y subterránea en algunos años desde la implementación de la práctica), sumadas a la relativamente corta historia de los CC en las parcelas (6 años), sean las responsables de este comportamiento, los resultados parecen estar más bien asociados a un efecto simplemente mecánico de raíces más gruesas (Fig. 4.10). Estas raíces serían capaces de perforar y dejar luego espacios vacíos estabilizados en un suelo cuya macroporosidad puede ocasionalmente verse disminuida por un empaquetamiento de arenas muy finas y finas (i.e. 50-100  $\mu\text{m}$ ) (Taboada *et al.*, 1998; Micucci y Taboada, 2006).

Independientemente del efecto de los tratamientos, todas las variables físicas mostraron variaciones en función del tiempo. Esto se manifestó mediante el efecto estadísticamente significativo del momento de muestreo (tasa de infiltración y estabilidad de agregados frente a la humectación rápida, Fig. 4.4 y 4.9 A), de la interacción “momento \* año” (densidad aparente y estabilidad estructural frente a la desagregación mecánica y a la humectación lenta, Fig. 4.5, 4.9 B y C, respectivamente) o de la interacción “momento \* año \* profundidad” (distribución de tamaño de poros, Fig. 4.6 – 4.8). Estas variaciones temporales evidencian efectos de otros factores, distintos que los tratamientos, que operaron en todas las parcelas provocando cambios de sus propiedades físicas, tales como la temperatura, las precipitaciones o bien al tránsito de maquinaria en las operaciones de siembra, cosecha y aplicaciones de herbicidas y fertilizantes. Este es un punto a resaltar, puesto que muy pocos estudios han

evaluado estos aspectos dinámicos en experimentos de campo con CC (Restovich et al. 2011, Steele et al. 2012). Restovich et al. (2011) hallaron que los cambios en las propiedades físicas y químicas de un suelo franco limoso estuvieron relacionados a los momentos de aportes de CO y condicionados por las lluvias intensas. Por su parte, Steele et al. (2012) hallaron mayor variabilidad estacional de las propiedades físicas del suelo en los tratamientos con CC respecto de aquellos bajo barbecho. A diferencia de estas experiencias previas, en nuestro experimento no se encontraron interacciones significativas entre los tratamientos y los momentos de muestreo dentro de la secuencia de cultivos, ni los años bajo estudio. Las únicas excepciones las constituyen la mesoporosidad (Fig. 4.7) y la estabilidad de agregados frente a la desagregación mecánica (Fig 4.9 B), que mostraron pequeños efectos diferenciales de los CC en cada uno de los años estudiados. Estos resultados implican que, en general, el efecto (o la falta del mismo) de los CC sobre las propiedades físicas del suelo, se mantienen a pesar de las variaciones temporales (entre distintas fases de una secuencia de cultivos, o entre años) de las propiedades físicas.

Las fluctuaciones de la tasa de infiltración y de la estabilidad estructural frente a la humectación rápida en función de la fecha de muestreo ocurrieron en el mismo sentido (Fig 4.4 y 4.9 A). Ambas propiedades fueron mayores al momento de siembra de soja (i.e., luego de la fase de cultivo del CC, o del barbecho) que al momento de siembra de los CC o inicio del barbecho (i.e., luego del cultivo de soja). La tendencia de las fluctuaciones de la estabilidad estructural descriptas en este estudio es inversa a la encontrada por Steele et al. (2012). En un experimento de campo de 12 años de antigüedad con centeno como CC y maíz como cultivo de cosecha, estos autores hallaron menor estabilidad de agregados durante la estación de crecimiento del CC (o barbecho desnudo) respecto a la estación de crecimiento de maíz. Probablemente las diferencias en las condiciones climáticas y en las rotaciones de cultivos (maíz vs. soja) entre los sitios experimentales sean las responsables de estas diferencias. En nuestro experimento, los períodos de crecimiento de soja coinciden con la mayor cantidad de eventos de lluvia de gran intensidad (Fig. 4.1 y 4.2), que podrían afectar negativamente la estabilidad de los agregados, y en consecuencia, la tasa de infiltración (Fig. 4.12). Esto se debe a que cuando los agregados del suelo son expuestos al humedecimiento abrupto pueden desagregarse por distintos mecanismos, entre ellos el impacto por la gota de lluvia, el estallido por compresión de aire entrampado, expansión diferencial de arcillas y dispersión físico-química de las mismas (Grant y Dexter 1990, Le Bissonnais 1996). De hecho, de los tres mecanismos de desagregación estudiados por Le Bissonnais (1996), la estabilidad frente a la inmersión rápida en agua, (relacionada a la estabilidad frente a eventos de precipitaciones intensas), fue la que presentó las mayores fluctuaciones estacionales (Fig. 4.9). Otra posible explicación a las variaciones de estabilidad de agregados tiene relación con el efecto de la humedad antecedente: el suelo que recibe más lluvias expresa mayores descensos de estabilidad de agregados, debido a la menor magnitud de las fuerzas cohesivas en suelos húmedos, respecto a suelos más secos (Dexter 1988, Perfect et al. 1990). Este efecto, aunque es más importante en suelos con un contenido de arcilla mayor que el aquí estudiado (Dexter 1988), también podría explicar los descensos de estabilidad de agregados luego del cultivo de soja (Fig. 4.9 A), coincidentes con los períodos más lluviosos (Fig. 4.1 - 4.2).

## 4.5. Conclusiones

Las especies de CC de mayor producción de biomasa aérea (avena y centeno) mantuvieron el suelo con los mayores niveles de cobertura a lo largo de los dos años estudiados, mientras que aquellas especies con raíces de mayor diámetro (avena y raigrás) mostraron efectos incipientes sobre la creación de macroporosidad y el aumento de la tasa de infiltración del suelo. Ninguno de los CC, sin embargo, modificó el tenor de CO ni la estabilidad de agregados del suelo en la profundidad 0-15 cm, probablemente debido a la condición textural del suelo y al relativamente corto plazo de la práctica (6 años).

No hubo interacción entre el efecto de los tratamientos y el momento de muestreo dentro de la secuencia de cultivos, pero sí efecto del momento de muestreo o del año en estudio, por lo que las propiedades físicas de los suelos presentan variaciones temporales independientes de los tratamientos, i.e., debido a factores edáfico-ambientales o de manejo. El estudio de los factores responsables de estos cambios temporales no estuvo dentro del alcance de este capítulo. Futuros estudios deberían abordar los patrones de respuesta de las propiedades físicas de los suelos frente a los cambios en los factores edáfico-ambientales.

La ausencia de respuesta de algunas de las propiedades físicas de los suelos frente a la incorporación de CC en las secuencias no debe desalentar su uso como una medida tendiente a la conservación del suelo en los sistemas agrícolas de la región. Independientemente de la especie considerada, la inclusión de CC mostró ser efectiva en el mantenimiento del suelo cubierto durante períodos prolongados, y por lo tanto, su inclusión garantizaría mayor protección frente a los procesos erosivos responsables de la degradación del recurso. Sin embargo, los efectos mecánicos de las raíces de los CC parecen ser más importantes que aquellos relacionados a los aportes de CO (incremento de las fracciones orgánicas del suelo o de la estabilidad de agregados). Estos resultados deben ser tomados con prudencia y corroborados en otros experimentos que contemplen otras condiciones climáticas, pero indican, de todos modos, otros mecanismos menos esperados (en cuanto al tipo de propiedad física impactada y tipo de CC) para mejorar la conservación de los suelos de la región.



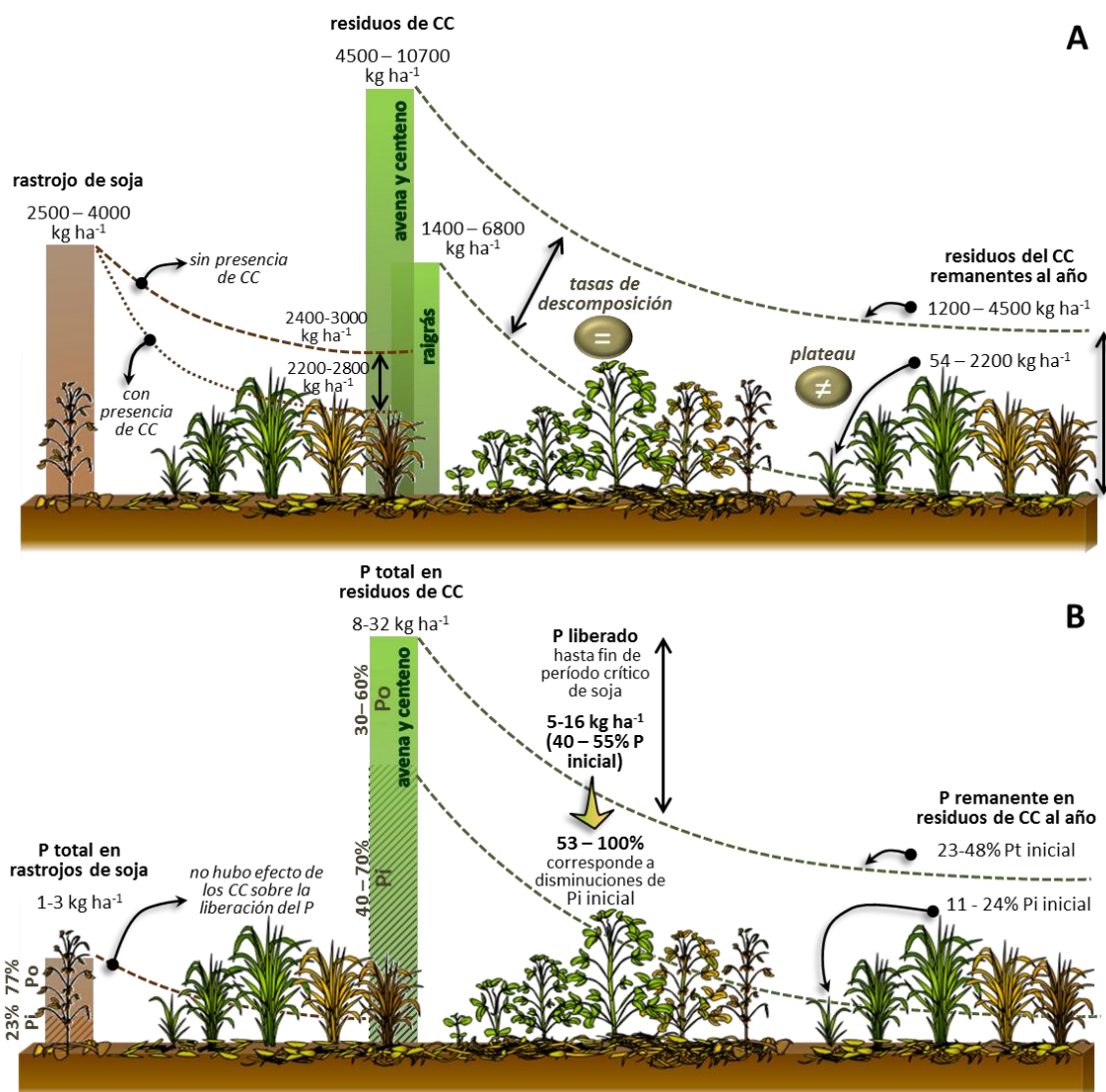
## **CAPÍTULO 5.      DISCUSIÓN GENERAL**

### 5.1. Análisis de hipótesis, objetivos y principales resultados

El uso de cultivos de cobertura (CC) no es una práctica novedosa, sino que sus orígenes se remontan a las antiguas civilizaciones de Grecia, Roma y China, entre otras (Magdoff 1992). La función y el manejo de los CC han cambiado en forma casi permanente, en respuesta a distintas necesidades y objetivos. Por ejemplo, la expansión de la siembra directa ha significado una profunda modificación en el manejo de los CC, puesto que en ese contexto los residuos de los cultivos deben permanecer sobre la superficie del suelo (a diferencia de los abonos verdes, cuyos residuos eran incorporados al suelo mediante labranzas). Actualmente, los CC son promovidos como una práctica complementaria a la siembra directa, diseñada para reducir la erosión e incrementar la calidad de los recursos naturales, principalmente el suelo (Blanco y Lal 2010), ya que permite mantener elevados niveles de cobertura durante períodos prolongados. Así planteada, esta práctica toma relevancia en los sistemas agrícolas del Oeste de la Región Pampeana, donde predomina el cultivo de soja y los suelos permanecen descubiertos durante gran parte del año.

Aunque la introducción de los CC en los sistemas actuales sea el complemento de la siembra directa, se desconocen muchas de las respuestas de los agrosistemas bajo este sistema de labranza (o de no-labranza) frente a la incorporación de los CC. En esta tesis se investigaron algunas de esas respuestas mediante la utilización de un experimento de campo que llevaba 4 años con CC ubicado en el Oeste de la Región Pampeana y que incluía tratamientos con distintas especies de CC (avena, centeno y raigrás) y un testigo, correspondiente al monocultivo de soja (Fig. 2.3). Los aspectos abordados correspondieron a la dinámica de descomposición de los residuos de los CC y de los rastrojos de soja, el reciclado de fósforo (P) durante la descomposición de dichos residuos, los efectos de la incorporación de CC sobre las propiedades físicas del suelo y la interacción de dichos efectos con el momento de la secuencia de cultivos en el que se cuantifican las propiedades (Fig. 1.1) Estos aspectos fueron presentados por separado en los capítulos 2, 3 y 4 de esta tesis y los principales resultados hallados se esquematizan en las Figuras 5.1 y 5.2.

Con respecto a la dinámica de descomposición de los residuos, el primer objetivo específico de esta tesis fue determinar los aportes y la descomposición de los residuos de distintas especies de gramíneas utilizadas como CC en sistemas dedicados al cultivo de soja (capítulo 2). Considerando las características climáticas del Oeste de la Región Pampeana (veranos cálidos y húmedos e inviernos fríos y secos), nuestra hipótesis al respecto fue que la descomposición de los residuos de CC seguiría un modelo asintótico, y por lo tanto la cobertura proporcionada dependería del aporte de biomasa, la tasa de descomposición y el plateau que se alcance en el otoño-invierno. Los resultados de los CC de mayor productividad (avena y centeno) (Fig. 2.8 A y B) concordaron con esta hipótesis, puesto que mantuvieron abundantes niveles de cobertura en la época invernal (Fig. 2.8 A y B, esquema en Fig 5.1 A), explicados a través del plateau de las funciones de decaimiento asintóticas ajustadas a los datos (Cuadro 2.3). Sin embargo, la hipótesis fue rechazada para raigrás, el CC de menor productividad (Cuadro 2.8 A y B). Los residuos de esta especie alcanzaron total descomposición en el primer año (Fig 2.8 A y B), y por lo tanto ajustaron significativamente mejor al modelo de decaimiento exponencial simple, i.e., con plateau igual a cero (Cuadro 2.3, esquema en Fig 5.1 A).



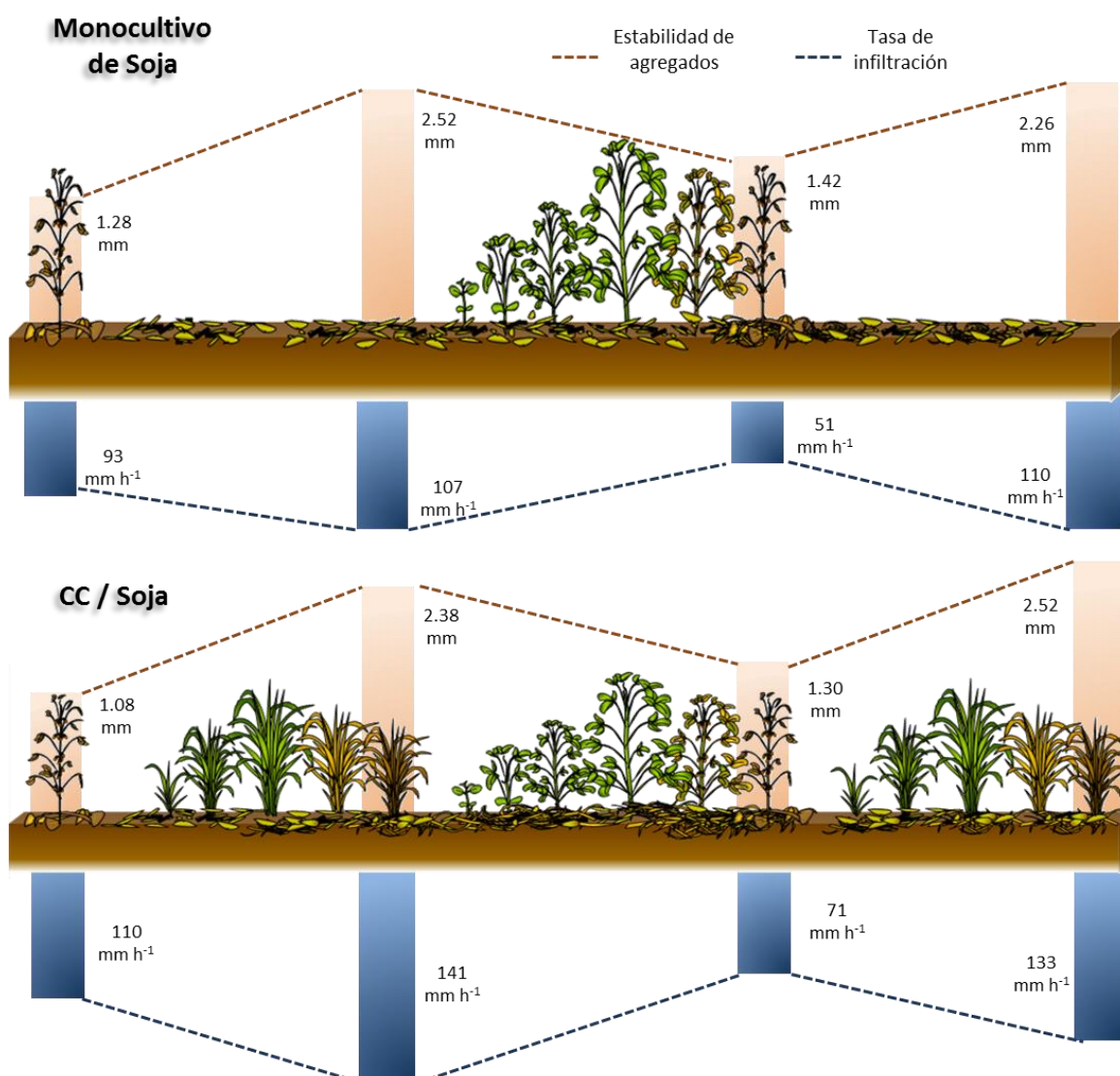
**Figura 5.1.** Esquema de los principales resultados de la tesis acerca de la producción de biomasa de soja y de cultivos de cobertura (CC) y su dinámica de descomposición (A); y la cantidad de fósforo (P) inicial en los residuos de soja y de CC y su dinámica de liberación (B). En los esquemas de descomposición y liberación del P desde los residuos de soja se indican los efectos promedio de los CC en comparación con el monocultivo de soja. En el esquema B se muestran las tendencias promedio de liberación de Pi de los tratamientos avena y centeno, puesto que raigrás presentó comportamientos muy distintos en los dos años evaluados (Fig. 2.8).

Los aportes y la descomposición de los rastrojos de soja fueron estudiados en el capítulo 3. En este caso nos propusimos investigar si la presencia de los CC modificaba el patrón de descomposición de los rastrojos de soja. Los resultados, de acuerdo con la hipótesis planteada, indicaron que la presencia de CC incrementó la descomposición de los residuos preexistentes (aproximadamente un 7%, Fig. 3.4, esquema en Fig. 5.1 A). Para explicar esta diferencia estudiamos también cuáles factores relacionados con la descomposición se modificaban debido a la presencia de los CC. Hallamos que en las parcelas con CC, la biomasa y actividad microbiana tanto de suelo como de rastrojos eran mayores que en aquellas bajo monocultivo de soja, lo cual explicaría el incremento en la descomposición de los rastrojos de soja (Fig. 3.6, Cuadro 3.4).

El reciclado de P en la secuencia Soja/CC bajo siembra directa fue abordado en esta tesis a partir de la liberación de este nutriente desde los residuos de los cultivos (capítulos 2 y 3). En el capítulo 2 nos planteamos, como segundo objetivo, evaluar la liberación de las fracciones inorgánica y orgánica de P de los residuos (denominadas  $P_i$  y  $P_o$ , respectivamente). Considerando que los residuos de los CC tendrían elevados contenidos de P bajo la forma de  $P_i$ , y que esta fracción se liberaría rápidamente sin intervención de la biomasa microbiana, nuestra segunda hipótesis establecía que, bajo siembra directa, la liberación del  $P_i$  desde los residuos sería más rápida que la descomposición de la biomasa. De acuerdo con esta hipótesis, los resultados mostraron que la liberación de  $P_i$  fue superior, ya sea por presentar mayor valor de  $k$  o bien menor plateau que la descomposición de la biomasa (Fig. 2.9). Estos resultados implican que es posible que los CC mantengan el suelo con abundante cobertura, y simultáneamente liberen una fracción importante del P bajo formas potencialmente disponibles para el cultivo siguiente. A partir de los datos de la evolución de las fracciones de P dentro de los residuos, se cuantificaron sus tasas de liberación,  $k_{P_i}$  y  $k_{P_o}$  (Cuadro 2.3, Fig. 2.9), que hasta el momento no habían sido informadas en la literatura para condiciones de campo en siembra directa (Damon et al. 2014). Estas tasas pueden ser incorporadas en modelos de predicción la contribución del P desde los residuos a la disponibilidad de este nutriente en el suelo.

El reciclado de P a partir de los rastrojos de soja también fue estudiado en esta tesis. En el capítulo 3 estudiamos si la presencia de los CC ejercía algún impacto sobre la liberación de P desde los residuos de soja, bajo la hipótesis de que los efectos serían equivalentes a los hallados para la descomposición de la biomasa de rastrojos. Sin embargo, en este caso no se halló ningún efecto de los CC sobre la dinámica de liberación del P (Fig. 3.5, esquema en Fig. 5.1 B). A diferencia de los residuos de CC, el P liberado desde los residuos de soja fue insignificante en comparación con los requerimientos nutricionales de los cultivos posteriores.

Por último, estudiamos los efectos de los CC sobre la biomasa de residuos acumulada en superficie, las fracciones orgánicas y las propiedades físicas del suelo, y testamos la hipótesis de que la intensidad del efecto de los CC sobre las propiedades físicas es mayor luego del período de crecimiento de los CC que luego de soja (capítulo 4). Los resultados mostraron que los CC de alta productividad (avena y centeno, Fig. 2.8 A y B) mantuvieron los mayores niveles de biomasa de residuos sobre el suelo (Fig. 4.3), y que las especies cuyas raíces presentaron mayor diámetro (avena y raigrás, Fig. 4.10) mostraron un efecto incipiente sobre la creación de macroporosidad (Fig. 4.6) y el incremento de la tasa de infiltración (Fig. 4.4). Sin embargo, ninguna de las propiedades físicas estudiadas mostró interacción significativa “tratamiento \* momento de muestreo” (Fig. 4.4 – 4.9). Por ello, concluimos que los efectos (o falta de efecto) de los CC sobre las propiedades físicas del suelo se mantienen independientemente de las variaciones temporales de las mismas, y por lo tanto, rechazamos la hipótesis formulada. Finalmente, todas las variables bajo estudio mostraron variaciones temporales, más o menos importantes, en función del momento de muestreo, el año en estudio, o de la interacción entre ambos (Fig. 4.3-4.9, esquema en Fig. 5.2), independientemente del tratamiento. Estos resultados sugieren que los cambios estarían relacionados a las condiciones climáticas, operaciones que implican tránsito de maquinaria, o bien otros factores, probablemente abióticos, que se manifieste en todos los tratamientos, e indican que esos efectos fueron en algunos casos, como en la estabilidad de agregados, de mayor peso que los eventuales efectos de los tratamientos.



**Figura 5.2.** Esquema conceptual de los efectos del momento de muestreo sobre la estabilidad de agregados frente a la inmersión rápida (barras superiores naranja) y la tasa de infiltración (barras inferiores azules) de los tratamientos con y sin CC. En el esquema superior se muestran los valores de la estabilidad promedio entre los tres CC, y la tasa de infiltración promedio de los tratamientos avena y raigrás (que se diferenciaron de centeno y monocultivo de soja).

## 5.2. Relación entre los resultados de los distintos capítulos de la tesis

Los aspectos abordados en esta tesis formaron parte de tres hilos distintos de una misma investigación, cuyos resultados generales se presentaron en las Figuras 5.1 y 5.2. Los avances en el conocimiento del funcionamiento global de los agrosistemas, que permiten el desarrollo de modelos y herramientas que optimicen la eficiencia de uso de los recursos, requieren de la integración de los procesos. A continuación se presenta un esquema conceptual de las relaciones entre los distintos procesos estudiados en la tesis (Fig. 5.3).

La incorporación de CC en sistemas dedicados al cultivo de soja tiene la finalidad de incrementar la calidad del suelo y contribuir así a su conservación. En esta tesis se estudiaron aspectos relacionados a algunos los servicios ecosistémicos que brinda esta práctica (Schipanski et al. 2014): el mantenimiento de la cobertura y la mejora de las propiedades físicas del suelo, ambas relacionadas con la prevención de la erosión, y la liberación de P desde los residuos de los cultivos, relacionada a la retención y ciclado de nutrientes dentro del agrosistema.

El mantenimiento de la cobertura del suelo está determinado por los aportes de residuos de los CC y de los rastrojos del cultivo de cosecha y la dinámica de descomposición de cada uno de ellos. Los CC utilizados en este estudio presentaron un ranking de producción, y por lo tanto de aporte de residuos, que se ha mantenido relativamente constante desde el inicio del experimento de largo plazo (Scianca et al. 2013). La producción de cada CC reguló la cantidad de biomasa aérea aportada al suelo (en el rango 1400 - 10800 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, Fig. 2.8 A y B), mientras que el desarrollo de cada especie condicionó la composición química de los residuos (Cuadro 2.1). El cultivo de soja, por su parte, también contribuyó, aunque en menor medida, al aporte de residuos aéreos (3200 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, en promedio entre años). Las tasas de descomposición y el plateau alcanzado por cada uno de estos residuos regularon su permanencia sobre la superficie del suelo. El hecho de que, en general, la descomposición anual sea explicada mediante modelos de descomposición asintóticos implica que una parte de los residuos de los cultivos se acumularían sobre las mismas parcelas, engrosando año tras año, el mantillo de residuos sobre la superficie del suelo. En esta línea, se demostró en esta tesis que la incorporación de CC durante 4-6 años permitió mantener el suelo con una cobertura entre 1,5 y 4,2 veces mayor que la del monocultivo de soja (Fig. 4.3), de acuerdo a la especie de CC. Aunque la medición de la erosión no estuvo dentro de los alcances de esta tesis, se espera que esta abundante

biomasa de residuos brinde protección al suelo frente a procesos erosivos y contribuya, de esa forma, al incremento de su calidad (Blanco-Canqui y Lal 2010).

La repetición de la práctica de CC durante 4-6 años en las mismas parcelas provocó cambios no sólo físicos (tales como el incremento en la cobertura mencionado en el párrafo anterior), sino también químicos y biológicos en la interfase entre el suelo y los residuos. Los aportes de biomasa aérea y radical durante 4 años se tradujeron en mayores niveles de carbono orgánico (CO) en el estrato más superficial del suelo, especialmente para los CC avena y centeno, que fueron los de mayor producción (Fig. 2.5, Fig. 2.8 A y B, Fig. 4.3). A su vez, se demostró que la presencia de los CC en crecimiento disminuyó la temperatura, e incrementó la humedad, la biomasa y la actividad microbiana tanto del suelo superficial como de los residuos que forman en mantillo (Fig. 3.6). Estos cambios en el ambiente en el que se lleva a cabo la descomposición en siembra directa serían los responsables de los incrementos en la descomposición de rastrojos de soja hallados en las parcelas bajo CC (Fig. 3.4). La inclusión de CC en las rotaciones agrícolas presenta, por lo tanto, un doble rol sobre la cobertura del suelo: por un lado implica un aporte de biomasa mediante sus propios residuos (Fig. 2.8 A y B), y por el otro, disminuye la biomasa de residuos preexistentes debido al incremento en su descomposición (Fig. 3.4). Este incremento ( $233 \text{ kg ha}^{-1}$ ) es, en términos agronómicos, insignificante frente al aporte de residuos que implica la incorporación de un CC (promedio,  $6500 \text{ kg ha}^{-1}$ ), por lo cual el balance entre ambos procesos resulta ampliamente favorable para el incremento de la cobertura del suelo (Fig. 4.3).

Las mejoras en las propiedades físicas del suelo en los sistemas con CC responderían a cambios físicos, químicos y biológicos generados por la presencia de los CC: (i) el mantenimiento del suelo cubierto y la protección frente a los procesos erosivos; (ii) el aporte reiterado de residuos aéreos y radicales que podrían traducirse en incrementos de CO, que impactarán sobre la agregación y condición física general del suelo, y (iii) presencia de raíces vivas durante el invierno que atraviesan el perfil del suelo modificando su estructura. El incremento en el CO en la capa más superficial del suelo de las parcelas bajo CC (0 – 5 cm) se diluyó al incrementar la profundidad en el perfil. En el estrato 0 - 15 cm este efecto fue menos marcado, aun cuando se analizaron las fracciones más lábiles y sensibles a cambios en el manejo (como el CO particulado o las proteínas del suelo relacionadas a las glomalinas fácilmente extractables) (Fig. 4.11). Esta falta de efecto podría tener relación con distintas causas: (i) la textura gruesa del suelo bajo estudio, que probablemente exponga a las fracciones orgánicas a un rápido ataque microbiano, impidiendo su acumulación en el suelo; (ii) la propia presencia de los CC, que podría significar un incremento en la descomposición del CO estabilizado en el suelo del mismo modo que fue demostrado para los residuos superficiales de soja (Fig. 3.4), (iii) el tiempo relativamente escaso transcurrido desde la implementación de la práctica (6 años) (Fig. 2.3). Esta falta de efecto sobre el CO del suelo podría ser la principal causa de la ausencia de respuesta de la estabilidad de agregados frente a la incorporación de CC (Cuadro 4.9). La presencia de raíces vivas, sin embargo, pareció tener el rol principal en los cambios en las propiedades físicas debido a los CC. El diámetro de las raíces cada especie surgió como un factor importante en la determinación de los efectos sobre algunas de las propiedades físicas del suelo, tales como los incrementos en la macroporosidad y la tasa de infiltración.

Por último, la presencia de los CC supone un reciclado interno del P del suelo en el sistema. Durante su crecimiento, los CC absorbieron P desde la fracción

disponible en el suelo y luego lo retornaron al mismo suelo dentro de la matriz de los residuos vegetales (Cuadro 2.1). La parte aérea de estos residuos contenían entre 3-33 kg P ha<sup>-1</sup>, de los cuales una fracción correspondía a especies de Pi (40-70%) y otra, a las de Po. Las proporciones relativas de estas fracciones parecieron depender de las condiciones productivas más que de la especie de CC (Cuadro 2.1). El estudio de la dinámica de cada una de estas fracciones en los residuos permitió cuantificar sus tasas de liberación (Fig. 2.5, Cuadro 2.3) y calcular cuánto del P absorbido por los CC es liberado desde los mismos, por ejemplo, durante el período de crecimiento del cultivo de cosecha siguiente. Bajo las condiciones ambientales de este estudio, los residuos de los CC avena y centeno liberaron cantidades agrónomicamente significativas de P (5 - 16 kg P ha<sup>-1</sup>) durante el crecimiento de los cultivos siguientes (Fig. 2.8 C y D), mayormente bajo la forma de Pi (53-100%), potencialmente disponible para las plantas (Fig. 2.8 E y F). La descomposición de los rastrojos de soja también supone un ciclado de P, pero la magnitud de este proceso prácticamente carece de significado agrónomico (aproximadamente 1 kg P ha<sup>-1</sup>, Fig 3.5). Esto se debe a que, en los cultivos de cosecha, la mayor parte del P se exporta con los granos y, por lo tanto, los rastrojos remanentes presentan bajas concentraciones del nutriente.

Los cambios en la fracción disponible de P del suelo no fueron abordados en esta tesis. Sin embargo, aunque la incorporación de CC en los agrosistemas no involucre un aporte neto de P al sistema, implica un aporte de C, y consecuentemente, un incremento en la biomasa microbiana de los suelos. Los microorganismos tienen una alta capacidad de adquirir P del suelo, incluso desde aquellas fracciones consideradas no disponibles para las plantas, por lo que se los considera más competitivos que aquellas en este proceso (Bünemann et al. 2004b). Esta biomasa microbiana que se desarrolla inicialmente luego muere y los nutrientes son reciclados rápidamente. Por otra parte, nuestros resultados han demostrado que el P absorbido por los CC durante su crecimiento, es liberado principalmente como Pi. Ambos efectos sugieren que, potencialmente, los CC podrían incrementar la disponibilidad de P para los cultivos (Takeda et al. 2009).

### 5.3. Aportes originales

- *Reciclado de P por descomposición de los residuos de los CC.* Los CC absorben el P desde las fracciones disponibles en el suelo y luego lo retornan mediante la descomposición de los residuos. Los resultados de este trabajo indican que la liberación de una parte del P absorbido (40 – 55%) por los CC avena y centeno ocurre en el transcurso del desarrollo del cultivo de soja siguiente. En los dos años de experimentación, esta liberación alcanzó valores promedio de 5-16 kg P ha<sup>-1</sup> para estos CC, y la mayor parte del P liberado (53-100%) correspondió a la fracción Pi, potencialmente disponible para las plantas.
- *Se obtuvieron datos cuantitativos de las tasas de liberación de las fracciones de P ( $k_{Pi}$ ,  $k_{Po}$ ) desde residuos así como información de algunos de los mecanismos que regulan este proceso.* La dinámica del P de los residuos en descomposición depende de las condiciones ambientales bajo las cuales se lleva a cabo el proceso. Hasta el momento, las tasas de liberación de Pi y Po sólo habían sido cuantificadas en estudios de incubaciones en condiciones controladas. Los resultados de este estudio aportan, por primera vez para nuestro conocimiento, valores empíricos de dichas tasas en condiciones de campo. Los resultados



mostraron diferencias respecto de la dinámica de las fracciones de P en los estudios previos bajo condiciones controladas, que se discutieron en función de las características físicas de los residuos y las condiciones externas de los estudios.

- *Se determinó que la descomposición de residuos de un cultivo es afectada por la ausencia o presencia de CC.* La presencia de plantas en crecimiento puede modificar la descomposición de los residuos presentes en el suelo. Todos los antecedentes de la literatura correspondían a estudios en los que los residuos se descomponían enterrados, en íntimo contacto con el suelo, pero no se conocían los efectos en condiciones de siembra directa. Los resultados indicaron que la presencia de CC incrementó la descomposición de los residuos de soja, y que ese efecto que estaría relacionado a la mayor biomasa y actividad microbiana del ambiente (suelo superficial y rastrojos) en el cual se lleva a cabo la descomposición. La disminución de la cobertura de residuos debido a la presencia de los CC carece de significado agronómico frente al aporte posterior de biomasa que supone la incorporación de un CC en la secuencia de cultivos ( $233 \text{ kg ha}^{-1}$  frente a  $6500 \text{ kg ha}^{-1}$  en promedio entre especies y años).

- *El diámetro de las raíces de los CC puede ser un factor importante en la determinación de los efectos de éstos sobre las propiedades físicas de los suelos en el Oeste de la Región Pampeana.* Cuando se incorporan CC en las rotaciones agrícolas se esperan mejoras en las propiedades físicas de los suelos. En el Oeste de la Región Pampeana se ha evaluado el uso de distintas gramíneas para ser incorporadas en sistemas dedicados a soja, pero hasta el momento no se conocían las características diferenciales de estas especies sobre el comportamiento físico del suelo. Se demostró que entre las especies utilizadas, avena y raigrás resultaron ser más efectivas que centeno en el incremento de la macroporosidad y de la infiltración, incluso cuando centeno resultó ser la especie de mayor productividad. El efecto diferencial entre especies estaría relacionado con la mayor proporción de raíces de mayor diámetro de avena y raigrás respecto de centeno.

- *Se halló que los efectos de los CC (o bien la falta de los mismos) sobre las propiedades físicas del suelo se mantuvieron en forma independiente de las variaciones temporales dichas propiedades.* La mayoría de los estudios acerca de los efectos de los CC sobre las propiedades físicas del suelo llevan a cabo evaluaciones de dichas propiedades en un solo momento de muestreo. Hasta el momento no se conocía si existía algún patrón de variaciones de las propiedades físicas del suelo relacionado al momento de muestreo en la secuencia Soja / CC. En general, las propiedades físicas estudiadas mostraron variaciones temporales de distinta intensidad en función del momento de muestreo, del año, o bien de la interacción entre ambos factores. Estas variaciones, independientes de la presencia o no de los CC, se deberían a factores abióticos que operaron en todos los tratamientos. La selección del momento dentro de la secuencia de cultivos en el que se cuantificarán las propiedades físicas del suelo podría condicionar el valor absoluto de dichas propiedades, pero no impactará sobre la magnitud del efecto de los CC (o la falta del mismo) sobre dichas propiedades.

#### 5.4. Futuras líneas de investigación que surgen a partir de este trabajo

- *Cuantificación del valor agronómico del P liberado desde residuos de CC en siembra directa.* La optimización de la eficiencia de uso del P en los agrosistemas requiere de un conocimiento adecuado de la dinámica de las fracciones de P en el suelo, tal que permita predecir los requerimientos externos de P para alcanzar el crecimiento óptimo de los cultivos. Mientras que nuestro conocimiento sobre la dinámica de la fracción inorgánica de P del suelo es relativamente amplio, aún no se ha dilucidado completamente el valor del P que retorna al suelo desde los residuos de los cultivos. Aunque algunos estudios han demostrado el valor agronómico de la contribución de esta fracción a la nutrición de los cultivos, se desconoce mucho acerca de la dinámica que siguen los procesos de liberación del P en condiciones de campo, y los efectos sobre la disponibilidad del P del suelo y la absorción por parte del cultivo de cosecha. Futuras líneas de investigación deberían cuantificar las tasas de liberación de las fracciones de P para cultivos y condiciones ambientales distintas a las utilizadas en esta tesis, así como también los cambios en disponibilidad y absorción de P asociados a dicha liberación. Los datos empíricos deberían ser utilizados para consolidar las predicciones de los modelos que consideran la contribución del P de los residuos a la disponibilidad del P del suelo (e.g. modelo propuesto por Damon et al. 2014, Fig 2.11).

- *Efectos puntuales y acumulados de las plantas en crecimiento sobre la descomposición de los residuos de los cultivos.* El conocimiento de los patrones de descomposición de los residuos aportados al suelo tiene estrecha relación con los balances de carbono de los suelos bajo siembra directa. La presencia de plantas en crecimiento es uno de los factores que puede modificar dichos patrones. En el presente trabajo se demostró que la presencia de CC incrementó la descomposición de residuos de soja, pero las aproximaciones experimentales utilizadas no permitieron discernir entre el efecto puntual y el acumulado de los CC. Esta diferencia podría ser abordada en futuros estudios, cuyos resultados permitirían ajustar con mayor precisión las predicciones de los modelos que calculan la dinámica de descomposición de residuos de cultivos en siembra directa.

- *Estudio de los parámetros de calidad de residuos que determinan la dinámica del P en condiciones de campo bajo siembra directa.* La calidad inicial de los residuos en términos de P (concentración de P, relación C:P) condiciona la dinámica de liberación/inmovilización del nutriente desde/hacia los residuos. Los valores umbrales de estas variables han sido calculadas por numerosas investigaciones, mediante la incubación de residuos molidos en íntimo contacto con el suelo. Los resultados de esta tesis, al igual que otros estudios en condiciones de campo bajo siembra directa, no siguieron el comportamiento predicho por los umbrales establecidos. Probablemente estas discrepancias estén relacionadas a las condiciones bajo las cuales se lleva a cabo la descomposición. Futuros estudios deberían abordar las diferencias entre los procesos relacionados a la liberación/inmovilización del P que tienen lugar en condiciones de campo o bien en condiciones controladas. La especiación del P ( $P_i$ ,  $P_o$ ) dentro de los residuos es otro de los factores que deberían considerarse.

- *Mecanismos relacionados con los efectos de los CC sobre las propiedades físicas de los suelos en el Oeste la Región Pampeana.* Los CC pueden modificar las propiedades físicas de los suelos mediante distintos mecanismos, tales como el incremento de las fracciones orgánicas, que en última instancia regularán el comportamiento físico de los suelos arenosos, o bien la creación de bioporos mediante la exploración del suelo por parte de las raíces. Los resultados de esta tesis indican que el efecto mecánico de las raíces primaría sobre los efectos de estructuración y estabilización relacionados a los componentes orgánicos. Futuros estudios deberían considerar la caracterización de los sistemas radicales de distintas especies de CC de uso potencial en la región, y evaluar, en condiciones climáticas diferentes a las de este estudio, las relaciones entre éstos y los cambios en las fracciones orgánicas y las propiedades físicas del suelo.

- *Factores abióticos relacionados con las variaciones temporales de las propiedades físicas de los suelos.* Las variaciones temporales (entre momentos de muestreo, entre años, o debido a la interacción de ambos factores) de las propiedades físicas de los suelos en nuestro trabajo tuvieron lugar en todos los tratamientos, con y sin CC. Estas variaciones responderían a cambios en factores abióticos que operaron en todos los tratamientos, tales como las precipitaciones y los ciclos de humedecimiento y secado. El estudio de los factores responsables de estas variaciones estuvo fuera del alcance de este trabajo, por lo que estos aspectos constituyen un potencial punto de partida de futuras investigaciones. Los resultados mostrados de esta tesis podrían estar condicionados por las restricciones hídricas frecuentes del sitio estudiado, por lo cual deberían ser contrastados con futuros estudios llevados a cabo sin dichas restricciones.

## **CAPÍTULO 6. BIBLIOGRAFÍA**

- Abiven, S., Menasseri, S., Chenu, C. 2009. The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability – A literature analysis. *Soil Biol. Biochem.*, 41: 1–12.
- Acuña, J., Villamil, M.B. 2014. Short-term effects of cover crops and compaction on soil properties and soybean production in Illinois. *Agron. J.*, 106: 860-870.
- Adams, G., Duncan, H. 2001. Development of a sensitive and rapid method for the measurement of total microbial activity using fluorescein diacetate (FDA) in a range of soils. *Soil Biol. Biochem.*, 33: 943-951.
- Álvarez, C., Bagnato, R., Lienhard, C., Quiroga, A. 2013. Cultivos de cobertura: manejo y efectos sobre la nutrición de suelos y cultivos. *Actas del Simposio de fertilidad IPNI, Nutrición de Cultivos para la Intensificación Productiva Sustentable*. Rosario, Sta. Fe, Argentina
- Álvarez, C.R., Álvarez, R., Sarquis, A. 2008. Residue decomposition and fate of Nitrogen-15 in a wheat crop under different previous crops and tillage systems. *Commun. Soil Sci. Plan.*, 39: 574-586.
- Álvarez, C.R., Taboada, M.A., Gutierrez Boem, F.H., Bono, A., Fernández, P.L., Prystupa, P. 2009. Topsoil properties as affected by tillage systems in the Rolling Pampa region of Argentina. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73: 1242-1250.
- Álvarez, C.R. 2012. Condición física de los suelos limosos bajo siembre directa: caracterización, génesis y manejo. Tesis de Doctorado, área de Ciencias Agropecuarias, Universidad de Buenos Aires. Facultad de Agronomía. Escuela para Graduados.
- Álvarez, R. 2005. A review of nitrogen fertilizer and conservation tillage effects on soil organic carbon storage. *Soil Use Manage* 21:38–52.
- Álvarez, R., Steinbach, H.S. 2010. Balance de carbono en Agroecosistemas Pp: 203-216. En: Álvarez R. et al. (Eds.) *Fertilidad de suelos: Caracterización y manejo en la Región Pampeana*. 1ª ed. Editorial Facultad de Agronomía. Buenos Aires.
- Álvarez, R., Steinbach, H.S., Bono, A. 2011. An artificial neural network approach for predicting soil carbon budget in agroecosystems. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 75: 965-975.
- Anderson, J.P.E., Domsch, K.H. 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.*, 10: 215-221.
- Angers, D.A., Caron, J. 1998. Plant-induced changes in soil structure: processes and feedbacks. *Biogeochemistry*, 42: 55–72.
- Archontoulis, S.V., Miguez, F.E. 2015. Nonlinear regression models and applications in agricultural research. *Agron. J.*, 107: 786-798.
- Baggie, I., Rowell, D.L., Robinson, J.S., Warren, G.P. 2004. Decomposition and phosphorus release from organic residues as affected by residue quality and added inorganic phosphorus. *Agroforest. Syst.*, 63: 125-131.
- Barberis, L.D., Nervi, A., Sfeir, A., Daniel, P., Urricariet, M., Zourarakis, D. 1983. Análisis de la respuesta del trigo a la fertilización nitrogenada en la

- Pampa arenosa y su predicción. *Revista de la Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires*, 4: 325-334.
- Barberis, L.D., Sfeir, G.A., Marbán L., Vázquez, M. 1987. Respuesta de trigo a la fertilización fosforada en la Pampa Arenosa húmeda y su predicción. *Ciencia del Suelo*, 5: 166-174.
- Bärlocher, F. 2005. Leaf mass loss estimated by litter bag technique. En: M.A.S. Graça, F. Bärlocher, M. Gessner (Eds.). *Methods to study litter decomposition*. Springer Netherlands.
- Barraco, M.R., Díaz-Zorita, M. 2014. Suelos y manejo en la producción de soja de la pampa arenosa. *Memoria técnica. EEA General Villegas*. 2013-2014.
- Bathke, G.R., Blake, G.R. 1984. Effects of soybeans on soil properties related to soil erodibility. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 48: 1398-1401.
- Baty, F., Ritz, C., Martin Brutsche, S.C., Flandrois, J.P., Delignette-Muller, M.L. 2015. A Toolbox for Nonlinear Regression in R: The Package nlstools. *Journal of Statistical Software*, 66(5), 1-21. URL <http://www.jstatsoft.org/v66/i05/>.
- Beare, M.H., Wilson, P.E., Fraser, P.M., Butler, R.C. 2002. Management effects on barley straw decomposition, nitrogen release, and crop production. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 66: 848-856.
- Berhongaray G., Alvarez R., De Paepe J., Caride C., Cantet R. 2013. Land use effects on soil carbon in the Argentine Pampas. *Geoderma*, 192: 97-110.
- Bhupinderpal-Singh, Rengel, Z. 2007. The Role of Crop Residues in Improving Soil Fertility Pp:183-214. En: P Marschner, Z Rengel (Eds.). *Nutrient Cycling In Terrestrial Ecosystems. Soil Biology*, Volume 10. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Bhupinderpal-Singh, Rengel, Z., Bowden, J.W. 2006. Carbon, nitrogen and sulphur cycling following incorporation of canola residue of different sizes into a nutrient-poor sandy soil. *Soil Biol. Biochem.*, 38: 1591-1597.
- Bichel, A. 2013. Applied soybean and maize residue contributions to soil organic matter in a temperate soybean/maize intercropping system. Thesis of Master of Environmental Studies in Environment and Resource Studies. University of Waterloo, Canada.
- Bieleski, R.L. 1973. Phosphate pools, phosphate transport, and phosphate availability. *Annual review of plant physiology*, 24: 225-252.
- Birch, H.F. 1961. Phosphorus transformations during plant decomposition. *Plant Soil*, 15: 347-366.
- Blanco-Canqui, H., Lal, R. 2010. Biological Measures of Erosion Control. Pp. 137-165 En: Blanco-Canqui, H., Lal, R (Eds) *Principles of Soil Conservation and Management*. Springer Netherlands.
- Blanco-Canqui, H., Mikha, M.M., Presley, D.R., Claassen, M.M. 2011. Addition of cover crops enhances no-till potential for improving soil physical properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 75: 1471-1482.

- Blanco-Canqui, H. 2013. Crop Residue Removal for Bioenergy Reduces Soil Carbon Pools: How Can We Offset Carbon Losses?. *BioEnergy Research*, 6: 358-371.
- Blanco-Canqui, H., Benjamin, J.G. 2013. Impacts of soil organic carbon on soil physical behavior. Pp 11-40. En: Logsdon, S. Berli, M., R. Horn (Eds.) *Quantifying and Modeling Soil Structure Dynamics*, SSSA, USA.
- Blanco-Canqui, H., Holman, J.D., Schlegel, A.J., Tatarko, J., Shaver, T.M. 2013. Replacing fallow with cover crops in a semiarid soil: effects on soil properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 77: 1026-1034.
- Boer, C.A., Assis, R.D., Silva, G.P., Braz, A.J.B.P., Barroso, A.D.L., Cargnelutti Filho, A., Pires, F.R. 2007. Ciclagem de nutrientes por plantas de cobertura na entressafra em um solo de cerrado. *Pesqui. Agropecu. Bras.*, 42: 1269-1276.
- Bonvecchi, V.E., Cabrera, A.E. 2012. Cultivos de cobertura y duración del barbecho en sistemas agrícolas pampeanos. *Actas del XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo - XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Mar del Plata, Argentina.
- Bottner, P., Pansu, M., Sallih, Z. 1999. Modelling the effect of active roots on soil organic matter turnover. *Plant Soil*, 216: 15-25.
- Bromfield, S.M., Jones, O.L. 1972. The initial leaching of hayed-off pasture plants in relation to the recycling of phosphorus. *Crop and Pasture Science*, 23: 811-824.
- Bünemann, E.K., Bossio, D.A., Smithson, P.C., Frossard, E., Oberson, A. 2004a. Microbial community composition and substrate use in a highly weathered soil as affected by crop rotation and P fertilization. *Soil Biol. Biochem.*, 36: 889-901.
- Bünemann, E.K., Steinebrunner, F., Smithson, P.C., Frossard, E., Oberson, A. 2004b. Phosphorus dynamics in a highly weathered soil as revealed by isotopic labeling techniques. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 68: 1645-1655.
- Calegari, A., Tiecher, T., Hargrove, W.L., Ralisch, R., Tessier, D., de Tourdonnet, S., et al. 2013. Long-term effect of different soil management systems and winter crops on soil acidity and vertical distribution of nutrients in a Brazilian Oxisol. *Soil Till. Res.*, 133: 32-39.
- Calonego, J.C., Rosolem, C.A. 2010. Soybean root growth and yield in rotation with cover crops under chiseling and no-till. *Eur. J Agron.*, 33: 242-249.
- Cambardella, C.A. Elliott, E.T. 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 56: 777-783.
- Capurro, J., Dickie, M.J., Ninfi, D., Zazzarini, A., Tosi E., González MC. 2012. Gramíneas y leguminosas como cultivos de cobertura para soja. *Actas del XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo - XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Mar del Plata, Argentina.
- Carfagno, P. 2012. Dinámica del agua en monocultivo de soja con cultivos de cobertura y barbechos de diferente duración en un Hapludol y un Haplustol

- de la Región Subhúmeda y Semiárida Pampeana. Tesis de Magister de la Universidad de Buenos Aires en Ciencias del Suelo. Facultad de Agronomía.
- Carter, M.R., Ball, B.C. 1993. Soil Porosity. Pp 581-588. In: M.R. Carter (Ed.) Soil sampling and methods of analysis. Lewis Publishers. Boca Raton, FL.
- Cavigelli, M.A., Thien, S.J. 2003. Phosphorus bioavailability following incorporation of green manure crops. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 67: 1186 – 1194.
- Caviglia, O.P, Novelli, L., Gregorutti, V.C., Van Opstal N.V., Melchiori R.J. 2012. Cultivos de cobertura como alternativa de intensificación sustentable en el Centro-Oeste de Entre Ríos. Actualización Técnica Agricultura Sustentable. Serie Extensión nº 58. Estación Experimental Agropecuaria Paraná.
- Christensen, B.T., 1985. Wheat and barley straw decomposition under field conditions: effect of soil type and plant cover on weight loss, nitrogen and potassium content. *Soil Biol. Biochem.*, 17: 93–97.
- Ciampitti, I.A., Piccone, L.E., Garcia, F.O., Rubio, G. 2011. Phosphorus budget and soil extractable dynamics in field crop rotations in Mollisols. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 75: 131-142.
- Coppens, F., Garnier, P., Findeling, A., Merckx, R., Recous, S. 2007. Decomposition of mulched versus incorporated crop residues: Modelling with PASTIS clarifies interactions between residue quality and location. *Soil Biol. Biochem.*, 39: 2339–2350.
- Cosentino, D., Le Bissonnais, Y., Chenu, C. 2006. Aggregate stability and microbial community dynamics under drying-wetting cycles in a silt loam soil. *Soil Biol. Biochem.*, 38: 2053–2062.
- Cotrufo, M.F., Ngao, J., Marzaioli, F., Piermatteo, D. 2010. Inter-comparison of methods for quantifying above-ground leaf litter decomposition rates. *Plant Soil*, 334: 365-376.
- Covas, G. 1989. Evolución del manejo de suelos en la región pampeana semiárida (Evolution of soil Management in the semiarid Pampas region). En: Actas I Jornadas de Suelos de Zonas Semiáridas. Universidad Nacional de La Pampa. Santa Rosa, Argentina.
- Cresswell H.P., Kirkegaard J.A. 1995. Subsoil amelioration by plant-roots - the process and the evidence. *Aust J. Soil Res.*, 33: 221–239.
- Curtin, D., Francis, G.S., McCallum, F.M. 2008. Decomposition rate of cereal straw as affected by soil placement. *Soil Res.*, 46: 152-160.
- Dabney, S.M., Delgado, J.A., Meisinger, J.J., Schomberg, H.H., Liebig, M.A., Kaspar, T. et al. 2010. Using cover crops and cropping systems for nitrogen management. Pp. 231-282. En Delgado, J.A., Follett, R.F. (Eds) *Advances in nitrogen management for water quality*. Soil and Water Conservation Society.
- Dabney, S.M., Delgado, J.A., Reeves, D.W. 2001. Using winter cover crops to improve soil and water quality. *Commun Soil Sci. Plan.*, 32: 1221-1250.



- Damon, P.M., Bowden, B., Rose, T., Rengel, Z. 2014. Crop residue contributions to phosphorus pools in agricultural soils: A review. *Soil Biol. Biochem.*, 74: 127-137.
- Dane, J.H., Hopmans, J.W. 2002. Pressure plate extractor. Pp 688-690. En: *Methods of Soil Analysis. Part 4. Physical Methods*. Dane, J. H., Topp, G. C. (Eds.). Book series: 5, Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, USA.
- Dean, J.E., Weil. R.R. 2009. Brassica Cover Crops for Nitrogen Retention in the Mid-Atlantic Coastal Plain. *J. Environ. Qual.*, 38: 520–528.
- Degens B.P., 1997b. Macro-aggregation of soils by biological bonding and binding mechanisms and the factors affecting these: a review. *Aust. J. Soil Res.*, 35: 431-460.
- Degens, B.P. 1997a. The contribution of carbohydrate C and earthworm activity to the water-stable aggregation of a sandy soil. *Aust. J Soil Res.*, 35: 61 - 72
- Derpsch, R., Friedrich, T., Kassam, A., Li, H. 2010. Current status of adoption of no-till farming in the world and some of its main benefits. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, 3: 1-25.
- Dexter, A.R. 1988. Advances in characterization of soil structure. *Soil Till. Res.*, 11: 199-238.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. 2015. InfoStat versión 2015. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Díaz Zorita, M. 1999. Efectos de seis años de labranzas en un Hapludol del Noroeste de Buenos Aires, Argentina. *Ciencia del Suelo* 17: 31-36.
- Díaz-Zorita, M, Buschiazzo, D.E., Peinemann, N. 1999. Soil organic matter and wheat productivity in the semiarid Argentine Pampa. *Agron. J.*, 91: 276–279.
- Díaz Zorita, M., Duarte, G., Groove, J. 2002. A review of no-till systems and soil management for sustainable crop production in the subhumid and semiarid Pampas of Argentina. *Soil Till. Res.*, 65: 1-18.
- Ding, G., Liu, X., Herbert, S., Novak, J., Amarasiriwardena, D., Xing, B. 2006. Effect of cover crop management on soil organic matter. *Geoderma*, 130: 229-239.
- Douglas, C.L. Jr., Allmaras, R.R., Rasmussen, P.E., Ramig, R.E., Roager, N.C. Jr. 1980. Wheat straw composition and placement effects on decomposition in dryland agriculture of the Pacific Northwest. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44: 833-837.
- Douglas, C.L. Jr., Rickman, R.W. 1992. Estimating crop residue decomposition from air temperature, initial nitrogen content and residue placement. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 56: 272-278.
- Egli, D.B. 1998. Seed biology and the yield of grain crops. CAB International, UK. 178 pp.

- Erenstein, O. 2003. Smallholder conservation farming in the tropics and sub-tropics: a guide to the development and dissemination of mulching with crop residues and cover crops. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 100: 17-37.
- Fageria, N.K., Baligar, V.C., Bailey, B.A. 2005. Role of cover crops in improving soil and row crop productivity. *Commun Soil Sci. Plan.*, 36: 2733-2757.
- Fageria, N.K., 2012. Role of soil organic matter in maintaining sustainability of cropping systems. *Commun Soil Sci. Plan.*, 43:16, 2063-2113.
- Fernández M.C., Belinque, H., Gutierrez Boem, F.H., Rubio, G. 2009. Compared phosphorus efficiency in soybean, sunflower and maize. *J. Plant Nutr.* 32: 2027-2043.
- Fernández, R., Quiroga, A., Noellemeyer, E. 2012. Cultivos de cobertura, ¿una alternativa viable para la región semirárida pampeana?. *Ciencia del suelo*, 30: 137-150.
- Findeling, A., Garnier, P., Coppens, F., Lafolie, F., Recous, S. 2007. Modelling water, carbon and nitrogen dynamics in soil covered with decomposing mulch. *Eur. J. Soil Sci.*, 58: 196–206.
- Fonte, S.J., Six, J. 2010. Earthworms and litter management contributions to ecosystem services in a tropical agroforestry system. *Ecol. Appl.*, 20: 1061-1073.
- Fortin, M.C., Hamill, A.S. 1994. Rye residue geometry for faster corn development. *Agron. J.*, 86: 238-243.
- Frank, A. 2013. *Chemistry of Plant Phosphorus Compounds*. Elsevier.
- Franzluebbers, A.J., Stuedemann, J.A. 2008. Soil physical responses to cattle grazing cover crops under conventional and no tillage in the Southern Piedmont USA. *Soil Till. Res.*, 100: 141-153.
- Friesen, D.K., Blair, G.J. 1988. A dual radiotracer study of transformations of organic, inorganic and plant residue phosphorus in soil in the presence and absence of plants. *Soil Res.*, 26: 355-366.
- Fronning, B.E., Thelen, K.D., Min, D.H. 2008. Use of manure, compost, and cover crops to supplant crop residue carbon in corn stover removed cropping systems. *Agron. J.*, 100: 1703-1710.
- Fuller, W.H., Nielsen, D.R., Miller, R.W. 1956. Some factors influencing the utilization of phosphorus from crop residues. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 20: 218-224.
- Galantini, J.A., Suñer, L. 2008. Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de la Argentina. *Agriscientia*, 25: 41-55.
- García, F.O., Ambroggio, M., Trucco, V. 2000. No-tillage in the Pampas of Argentina: a success story. *Better Crops Int.* 14: 24-27.
- Ghersa, C.M., Ferraro, D.O., Omacini, M., Martínez-Ghersa, M.A., Perelman, S.B. et al. 2002. Farm and landscape level variables as indicators of sustainable land-use in the Argentine Inland-Pampa. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 93: 279-293.

- Gibbs, R.J., Reid, J.B., 1988. A conceptual model of changes in soil structure under different cropping systems. *Adv. Soil Sci.*, 8: 123–149.
- Glinski, J., Stepniewski, W. 1985. Soil aeration and its role for plants. Boca Raton, FL. CRC Press.
- Glinski, J., Lipiec, J. 1990. Soil Physical Conditions and Plant Roots. CRC Press Inc., Boca Raton, FL.
- Goering, H.K., Van Soest, P.J. 1970. Forage fiber analysis (apparatus, reagents, procedures, and some applications), ARS Agriculture Handbook No. 379, ARS-USDA, Washington, DC.
- Grace, P.R., Ladd, J.N., Robertson, G.P., Gage, S.H. 2006. SOCRATES—a simple model for predicting long-term changes in soil organic carbon in terrestrial ecosystems. *Soil Biol. Biochem.*, 38: 1172-1176.
- Grant C.D., Dexter, A.R. 1990. Air entrapment and differential swelling as factors in the mellowing of moulded soil during rapid wetting. *Aust. J. Soil Res.*, 28: 361-369.
- Greenland, D.J. 1981. Soil management and soil degradation. *J. Soil Sci.*, 32: 301–322.
- Guérif, J., Richard, G., Dürr, C., Machet, J. 2001. A review of tillage effects on crop residue management, seedbed conditions and seedling establishment. *Soil Till. Res.*, 61: 13–32.
- Gupta S.C., Allmaras R.R. 1987. Models to Assess the Susceptibility of Soils to Excessive Compaction. *Adv. Soil S.*, 6: 65-100.
- Ha, K.V., Marschner, P., Bünemann, E.K., Smernik, R.J. 2007. Chemical changes and phosphorus release during decomposition of pea residues in soil. *Soil Biol. Biochem.*, 39: 2696-2699.
- Ha, K.V., Marschner, P., Bünemann, E.K. 2008. Dynamics of C, N, P and microbial community composition in particulate soil organic matter during residue decomposition. *Plant Soil*, 303: 253-264.
- Haider, K., Heinemeyer, O., Mosier, A.R. 1989. Effects of growing plants on humus and plant residue decomposition in soil; uptake of decomposition products by plants. *Sci. Total Environ.*, 81/82: 661-670.
- Hall, A.J., Rebella, C.M., Ghera C.M., Culot, J.P. 1992. Field crop systems of the Pampas. Pp 413–430. En: Pearson, C. J. (Ed.) *Ecosystems of the world*. Elsevier. Amsterdam.
- Haramoto, E.R., Gallandt, E.R. 2005. Brassica cover cropping: I. Effects on weed and crop establishment. *Weed Sci.*, 53: 695-701.
- Haynes, R.J., Francis, G.S. 1993. Changes in microbial biomass C, soil carbohydrate composition and aggregate stability induced by growth of selected crop and forage species under field conditions. *Journal of Soil Science*, 44: 665-675.

- Heal, O.W., Anderson, J.M., Swift, M.J. 1997. Plant Litter Quality and Decomposition: An Historical Overview. Pp. 3-30. En: Cadish, G., Killer, K.E. (Eds). *Driven by Nature*. CAB International.
- Heenan, D.P., Chan K.Y., Knight, P.G. 2004. Long-term impact of rotation, tillage and stubble management on the loss of soil organic carbon and nitrogen from a Chromic Luvisol. *Soil Till. Res.*, 76: 59–68.
- Henriksen, T.M., Breland, T.A. 2002. Carbon mineralization, fungal and bacterial growth, and enzyme activities as affected by contact between crop residues and soil. *Biol. Fertil. Soils*, 35: 41-48.
- Hsu J.C. 1996. *Multiple Comparisons: Theory and Methods*. First edition. Chapman and Hall, London.
- Hubbard, R.K., Strickland, T.C., Phatak, S. 2013. Effects of cover crop systems on soil physical properties and carbon/nitrogen relationships in the coastal plain of southeastern USA. *Soil Till. Res.*, 126: 276-283.
- Hui, D., Zhang, D., Norby, R.J. 2011. Field litter decomposition rate estimation: Does incubation starting time matter?. En: *International Conference on Multimedia Technology (ICMT)*, pp. 1558-1560. IEEE.
- INTA, 2010. Mapa de suelos de la provincia de Buenos Aires, escala 1:50000. <http://www.inta.gov.ar/suelos>.
- IPNI. 2012. *Cálculo de Requerimientos Nutricionales - Versión 2012*. IPNI Cono Sur. Disponible en: <http://lacs.ipni.net/article/LACS-1024>.
- Irizar, A.B., Delaye, L.M., Andriulo, A.E. 2015. Projection of Soil Organic Carbon Reserves in the Argentine Rolling Pampa Under Different Agronomic Scenarios. Relationship of these Re-serves with Some Soil Properties. *Open Agriculture Journal*, 9: 30-41.
- Iyamuremye, F., Dick, R.P., 1996. Organic amendments and phosphorus sorption by soils. *Adv. Agron.*, 56:139-185.
- Jalali, M., Ranjbar, F. 2009. Rates of decomposition and phosphorus release from organic residues related to residue composition. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 172: 353–359.
- Jannoura, R., Kleikamp, B., Dyckmans, J., Joergensen R.G. 2012. Impact of pea growth and arbuscular mycorrhizal fungi on the decomposition of 15 N-labeled maize residues. *Biol. Fertil. Soils*, 48: 547–560.
- Janzen, H.H., Radder, G.D., 1989. Nitrogen mineralization in a green manure-amended soil as influenced by cropping history and subsequent crop. *Plant Soil*, 120: 125-131.
- Jones, O.L., Bromfields, M.S. 1969. Phosphorus changes during the leaching and decomposition of hayed-off pasture plants. *Aust. J. Agric. Res.*, 20: 653-663.
- Kabir, Z., Koide, R.T. 2000. The effect of dandelion or a cover crop on mycorrhiza inoculum potential, soil aggregation and yield of maize. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 78: 167–174.

- Kalburtti, K.L., Mamolos, A.P. 2000. Maize, soybean and sunflower litter dynamics in two physicochemically different soils. *Nutr. Cycl. Agroecosys.*, 57: 195-206.
- Kaspar, T.C., Jaynes, D.B., Parkin, T.B., Moorman, T.B., Singer, J.W. 2012. Effectiveness of oat and rye cover crops in reducing nitrate losses in drainage water. *Agr. Water Manage.*, 110: 25-33.
- Kumar, K., Goh, K.M. 2000. Crop residues and management practices: effects on soil quality, soil nitrogen dynamics, crop yields, and nitrogen recovery. *Adv. Agron.*, 68: 197-319.
- Kuo, S., Sainju, U.M., Jellum, E.J. 1997. Winter cover crop effects on soil organic carbon and carbohydrate in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 61: 145-152.
- Kuzyakov, Y. 2002. Review: Factors affecting rhizosphere priming effects. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 165: 382-396.
- Kwabiah, A.B., Voroney, R.P., Palm, C.A., Stoskopf, N.C. 1999. Inorganic fertilizer enrichment of soil: effect on decomposition of plant litter under subhumid tropical conditions. *Biol. Fertil. Soils*, 30: 224-231.
- Kwabiah, A.B., Stoskopf, N.C., Palm, C.A., Voroney, R.P., 2003. Soil P availability as affected by the chemical composition of plant materials: implications for P-limiting agriculture in tropical Africa. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 100: 53-61.
- Ladd, J.N., Amato, M., Grace, P.R., Van Veen, J.A. 1995. Simulation of <sup>14</sup>C turnover through the microbial biomass in soils incubated with <sup>14</sup>C-labelled plant residues. *Soil Biol. Biochem.*, 27: 777-783.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304: 1623-1627.
- Lal, R. 2005. World crop residues production and implications of its use as a biofuels. *Environ. Int.*, 31:575-584
- Lal, R., Reicosky, D.C., Hanson, J.D., 2007. Evolution of the plow over 10,000 years and the rationale for no-till farming. *Soil Till. Res.*, 93:1-12.
- Lal, R. 2012 Climate change and soil degradation mitigation by sustainable management of soils and other natural resources. *Agr. Res.*, 1: 199-212.
- Lardone, A.V., Barraco, M., Scianca, C., Álvarez, C., Díaz-Zorita, M. 2012. Cultivos de cobertura en sistemas con soja bajo siembra directa. *Actas del XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo - XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Mar del Plata, Argentina.
- Lavado, R.S., Taboada, M.A. 2009. The Argentinean Pampas: A key region with a negative nutrient balance and soil degradation needs better nutrient management and conservation programs to sustain its future viability as a world agroresource. *J. Soil Water Conserv.*, 64: 150A-153A.
- Le Bissonnais, Y. 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. *Eur. J. Soil Sci.*, 47: 425-437.

- Littell, R.C., Pendergast, J., Natarajan, R. 2000. Tutorial in biostatistics: modelling covariance structure in the analysis of repeated measures data. *Stat. Med.* 19: 1793-1819.
- Littell, R.C., Milliken, G.A. Stroup, W.W., Wolfinger R.D., Schabenberger, O. 2006. SAS for mixed models. 2nd ed. SAS Inst., Cary, NC.
- Liu, A., Ma, B.L., Bomke, A.A. 2005. Effects of cover crops on soil aggregate stability, total organic carbon, and polysaccharides. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 69: 2041-2048.
- Loveland, P., Webb, J. 2003. Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *Soil Till. Res.*, 70:1–18.
- Lupwayi, N.Z., Clayton, G.W., O'Donovan, J.T., Harker, K.N., Turkington, T.K., Rice, W.A. 2004. Decomposition of crop residues under conventional and zero tillage. *Can J. Soil Sci.*, 84: 403-410.
- Lupwayi, N.Z., Clayton, G.W., O'Donovan, J.T., Harker, K.N., Turkington, T.K., Soon, Y.K., 2007. Phosphorus release during decomposition of crop residues under conventional and zero tillage. *Soil Till. Res.*, 95: 231–239
- Magdoff, F. 1992 Building soils for better crops: organic matter management. Lincoln University of Nebraska, Nebraska.
- MAGyP. 2014. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. Presidencia de la Nación Argentina. Sistema Integrado de Información Agropecuaria (Extraído el día 4 de Octubre de 2014 de la fuente: [www.siaa.gov.ar](http://www.siaa.gov.ar)).
- Malik, M.A., Marschner, P., Khan, K.S. 2012. Addition of organic and inorganic P sources to soil—effects on P pools and microorganisms. *Soil Biol. Biochem.*, 49: 106-113.
- Maltais-Landry, G., Frossard, E. 2015. Similar phosphorus transfer from cover crop residues and water-soluble mineral fertilizer to soils and a subsequent crop. *Plant Soil* 393: 193-205.
- Manuel-Navarrete, D., Gallopín, G.C., Blanco, M., Díaz-Zorita, M, Ferraro, D.O et al. 2009. Multi-causal and integrated assessment of sustainability: the case of agriculturization in the Argentine Pampas. *Environ. Dev. Sustain.*, 11:621–638.
- Martens, D.A. 2000. Management and crop residue influence soil aggregate stability. *J. Environ. Qual.*, 29: 723-727.
- Martin, J.K., Cunningham, R.B. 1973. Factors controlling the release of phosphorus from decomposing wheat roots. *Aust. J. Biol. Sci.*, 26: 715-728.
- Martínez, E., Fuentes, J.P., Silva, P., Valle, S., Acevedo, E. 2008. Soil physical properties and wheat root growth as affected by no-tillage and conventional tillage systems in a Mediterranean environment of Chile. *Soil and Tillage Research*, 99: 232-244.
- Martínez, J.P., Barbieri, P.A., Sainz Rozas, H.R., Echeverría, H.E. 2013. Inclusion of cover crops in cropping sequences with soybean predominance in the southeast of the humid argentine Pampa. *The Open Agriculture Journal*, 7: 3-10.

- Materechera, S.A., Dexter, A.R., Alston, A.M. 1992a. Formation of aggregates by plant roots in homogenised soils. *Plant and Soil*, 142: 69-79.
- Materechera, S.A., Alston, A.M., Kirby, J.M., Dexter, A.R. 1992b. Influence of root diameter on the penetration of seminal roots into a compacted subsoil. *Plant Soil*, 144: 297-303.
- Mazzilli, S.R., Kemanian, A.R., Ernst, O.R., Jackson, R.B., Piñeiro, G. 2015. Greater humification of belowground than aboveground biomass carbon into particulate soil organic matter in no-till corn and soybean crops. *Soil Biol. Biochem.*, 85: 22-30.
- McLaughlin, M.J., Alston, A. M., Martin, J.K. 1988a. Phosphorus cycling in wheat pasture rotations. I. The source of phosphorus taken up by wheat. *Soil Res.*, 26: 323-331.
- McLaughlin, M.J., Alston, A.M., Martin, J.K. 1988b. Phosphorus cycling in wheat pasture rotations. II. The role of the microbial biomass in phosphorus cycling. *Soil Res.*, 26: 333-342.
- McLaughlin, M.J., Alston, A.M., Martin, J.K. 1988c. Phosphorus cycling in wheat-pasture rotations. III. Organic phosphorus turnover and phosphorus cycling. *Soil Res.*, 26: 343-353.
- Meisinger, J.J., Hargrove, W.L., Mikkelsen, R.L., Williams, J.R., Benson, V.W. 1991. Effects of cover crops on groundwater quality. Pp. 57–68. En: Hargrove, W.L. (Ed.) *Cover Crops for Clean Water*. Soil and Water Conservation Society: Ankeny, Iowa, 9–11.
- Mendes, I.C., Bandick, A.K., Dick, R.P., Bottomley, P.J. 1999. Microbial biomass and activities in soil aggregates affected by winter cover crops. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 63: 873-881.
- Meriles, J.M., Vargas Gil, S., Conforto, C., Figoni, G., Lovera, E., et al. 2009. Soil microbial communities under different soybean cropping systems: Characterization of microbial population dynamics, soil microbial activity, microbial biomass, and fatty acid profiles. *Soil Till. Res.*, 103: 271–281
- Micucci, F.G., Taboada, M.A. 2006. Soil physical properties and soybean (*Glycine max*, Merrill) root abundance in conventionally- and zero-tilled soils in the humid Pampas of Argentina. *Soil Till. Res.*, 86: 152-162.
- Motta, A.C., Wayne Reeves, D., Burmester, C., Feng, Y. 2007. Conservation tillage, rotations, and cover crop affecting soil quality in the Tennessee valley: particulate organic matter, organic matter, and microbial biomass. *Commun Soil Sci. Plan.*, 38: 2831-2847.
- Mubiru, D.N., Coyne, M.S. 2009. Legume cover crops are more beneficial than natural fallows in minimally tilled Ugandan soils. *Agron. J.*, 101: 644-652.
- Muhammad, S., Müller, T., Mayer, J., Joergensen, R.G., 2007. Impact of growing maize (*Zea mays*) on the decomposition of incorporated fresh alfalfa residues. *Biol. Fertil. Soils*, 43: 399–407

- Mulvaney, M.J., Wood, C.W., Balkcom, K.S., Shannon, D.A., Kemble, J.M. 2010. Carbon and nitrogen mineralization and persistence of organic residues under conservation and conventional tillage. *Agron. J.*, 102: 1425-1433.
- Murphy, J., Riley, J.P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta*, 27: 31-36.
- Murungu, F.S., Chiduza, C., Muchaonyerwa, P., Mnkeni, P.N.S. 2011. Decomposition, nitrogen and phosphorus mineralization from winter-grown cover crop residues and suitability for a smallholder farming system in South Africa. *Nutr. Cycl. Agroecosys.*, 89: 115-123.
- Nachimuthu, G., Guppy, C., Kristiansen, P., Lockwood, P., 2009. Isotopic tracing of phosphorus uptake in corn from  $^{33}\text{P}$  labeled legume residues and  $^{32}\text{P}$  labelled fertilisers applied to a sandy loam soil. *Plant Soil*, 314: 303–310.
- Nicolardot, B., Denys, D., Lagacherie, B., Cheneby, D., Mariotti, M., 1995. Decomposition of  $^{15}\text{N}$ -labelled catch-crop residues in soil: evaluation of N mineralization and plant-uptake potentials under controlled conditions. *Eur. J. Soil Sci.*, 46: 115–123.
- Noack, S.R., McLaughlin, M.J., Smernik, R.J., McBeath, T.M., Armstrong, R.D., 2012. Crop residue phosphorus: speciation and potential bio-availability. *Plant Soil*, 359: 375-385.
- Noack, S.R., McBeath, T.M., McLaughlin, M.J., Smernik, R.J., Armstrong, R.D. 2014. Management of crop residues affects the transfer of phosphorus to plant and soil pools: Results from a dual-labelling experiment. *Soil Biol. Biochem.*, 71: 31-39.
- Noellemeyer, E., Frank, F., Álvarez, C., Morazzo, G., Quiroga, A. 2008. Carbon contents and aggregation related to soil physical and biological properties under a land-use sequence in the semiarid region of central Argentina. *Soil Till. Res.*, 99: 179–190.
- Novelli, L.E., Caviglia, O.P., Melchiori, R.J.M. 2011. Impact of soybean cropping frequency on soil carbon storage in Mollisols and Vertisols. *Geoderma*, 167-168: 254–260.
- Novelli, L.E., Caviglia, O.P., Wilson, M.G., Sasal, M.C. 2013. Land use intensity and cropping sequence effects on aggregate stability and C storage in a Vertisol and a Mollisol. *Geoderma*, 195: 260-267.
- Nyakatawa, E.Z., Jakkula, V., Reddy, K.C., Lemunyon, J.L., Norris Jr, B.E. 2007. Soil erosion estimation in conservation tillage systems with poultry litter application using RUSLE 2.0 model. *Soil Till. Res.*, 94: 410-419.
- Oades, J.M. 1993. The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. *Geoderma*, 56: 377–400.
- Obi, M.E. 1999. The physical and chemical responses of a degraded sandy clay loam to cover crops in southern Nigeria . *Plant Soil*, 211: 165 – 172.
- Ortiz, J, Bojanich M., Ferreyra, L., Cazorla, C., Baigorria, T., Canale A., Pegoraro, V. 2012. Evaluación de cultivos de cobertura antecesores de soja en suelos de texturas contrastantes. *Actas del XIX Congreso Latinoamericano de*



la Ciencia del Suelo - XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata, Argentina.

- Paré, T., Gregorich, E.G., Nelson, S.D. 2000. Mineralization of nitrogen from crop residues and N recovery by maize inoculated with vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. *Plant Soil*, 218: 11–20.
- Parr, J.F., Papendick, R.I. 1978. Factors affecting the decomposition of crop residues by microorganisms. Pp 101-129. En: Oschwald, W.R. (Ed.) *Crop residue management systems*. ASA, Madison.
- Paruelo, J.M., Guerschman, J.P., Verón, S.R. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia Hoy*, 87: 14-23.
- Perfect E., Kay B.D., Van Loon W.K.P., Sheard R.W., Pojasok T., 1990. Factors influencing soil structural stability within a growing season. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 54: 173 - 176.
- Pinheiro J, Bates D, DebRoy S, Sarkar D and R Core Team. 2015. *\_nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models*. R package version 3.1-121,<URL: >.
- Puget, P., Lal, R. 2005. Soil organic carbon and nitrogen in a Mollisol in central Ohio as affected by tillage and land use. *Soil Till. Res.*, 80: 201–213.
- Qaim, M., Traxler, G. 2005. Roundup ready soybeans in Argentina: farm level and aggregate welfare effects. *Agricultural Econ.*, 32: 73–86.
- Quemada, M. 2004. Predicting crop residue decomposition using moisture adjusted time scales. *Nutr. Cycl. Agroecosys.*, 70: 283-291.
- Quiroga, A., Adema, E., Buschiazzi, D., Peinemann, N. 1996. Efecto de dos sistemas de labranzas sobre el rendimiento de trigo y sorgo, y propiedades de un Haplustol Entico en la región semiárida pampeana. *Actas del XV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Santa Rosa, La Pampa.
- Quiroga, A., Buschiazzi, D., Peinemann, N. 1999. Soil compaction is related to management practices in the semi-arid Argentine pampas. *Soil Till. Res.*, 52: 21-28.
- Quiroga, A., Funaro, D. 2004. Materia orgánica. Factores que condicionan su utilización como indicador de calidad en Molisoles, de las Regiones Semiárida y Subhúmeda Pampeana. *Actas del XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Paraná, Entre Ríos, Argentina.
- Quiroga, A., Funaro, D., Noellemeyer, E., Peinemann, N. 2006. Barley yield response to soil organic matter and texture in the Pampas of Argentina. *Soil Till Res*, 90: 63-68.
- R Core Team. 2015. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- Ralisch, R., Almeida, E.D., Silva, A.P.D., Pereira Neto, O.C., Guimarães, M.D.F. 2010. Morphostructural characterization of soil conventionally tilled with mechanized and animal traction with and without cover crop. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 34: 1795-1802.

- Ranells, N.N., Waggoner, M.G. 1996. Nitrogen release from grass and legume cover crop monocultures and bicultures. *Agron. J.*, 88: 777–782.
- Ranells, N.N., Waggoner, M.G. 1997. Grass-Legume Bicultures as Winter Annual Cover Crops. *Agron. J.*, 89: 659-665.
- Reid, J.B., Goss, M.J. 1982. Suppression of decomposition of <sup>14</sup>C-labelled plant roots in the presence of living roots of maize and perennial ryegrass. *J. Soil Sci.*, 33: 387–395.
- Restovich, S.B., Andriulo, A.E., Améndola, C. 2011. Introducción de cultivos de cobertura en la rotación soja-maíz: efecto sobre algunas propiedades del suelo. *Ciencia del suelo*, 29: 61-73.
- Restovich, S.B., Andriulo, A.E., Portela, S.I. 2012. Introduction of cover crops in a maize-soybean rotation of the Humid Pampas: Effect on nitrogen and water dynamics. *Field Crop Res.*, 128: 62-70.
- Rillig, M.C. 2004. Arbuscular mycorrhizae, glomalin, and soil aggregation. *Can J. Soil Sci.*, 84: 355-363.
- Ruffo, M., Parsons, A.A.T. 2004. Cultivos de cobertura en sistemas agrícolas. *Informaciones agronómicas del cono sur*, 21.
- Ruffo, M.L., Bollero, G.A. 2003. Modeling rye and hairy vetch residue decomposition as a function of degree-days and decomposition-days. *Agron. J.*, 95: 900–907.
- Salas, A.M., Elliott, E.T., Westfall, D.G., Cole, C.V., Six, J. 2003. The role of particulate organic matter in phosphorus cycling. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 67: 181-189.
- Salinas-García, J.R., Báez-González, A.D., Tiscareño-López, M. Rosales-Robles, E. 2001. Residue removal and tillage interaction effects on soil properties under rain-fed corn production in Central Mexico. *Soil Till. Res.*, 59: 67–79.
- Sánchez, S.R., Studdert, G.A., Echeverría, H.E. 1996. Descomposición de residuos de cosecha en un Argiudol típico. *Ciencia del suelo*, 14: 63-68.
- Sasal, C. 2012. Factores condicionantes de la evolución estructural de suelos limosos bajo siembra directa: efecto sobre el balance de agua. Tesis de Doctorado, área de Ciencias Agropecuarias, Universidad de Buenos Aires. Facultad de Agronomía. Escuela para Graduados.
- Sasal, M.C., Andriulo, A.E., Taboada, M.A. 2006. Soil porosity characteristics and water movement under zero tillage in silty soils in Argentinian Pampas. *Soil Till. Res.*, 87: 9-18.
- Sasal, M.C., Wilson, M.G., Garciarena, N.A. 2012. Impacto ambiental de la introducción de un cultivo de cobertura al monocultivo de soja. *Actas del XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo - XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Mar del Plata, Argentina.
- Schabenberger, O. 2009. *Nonlinear Regression in SAS*. UCLA: Academic Technology Services, Statistical Consulting Group, Los Angeles, CA. Accessed August. 2015. [http://www.ats.ucla.edu/stat/sas/library/SASNLin\\_os.htm](http://www.ats.ucla.edu/stat/sas/library/SASNLin_os.htm)

- Schipanski, M.E., Barbercheck, M., Douglas, M.R., Finney, D.M., Haider, K., Kaye, J.P. et al. 2014. A framework for evaluating ecosystem services provided by cover crops in agroecosystems. *Agr. Syst.*, 125: 12-22.
- Schnürer, J., Rosswall, T. 1982. Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter. *Appl. Environ. Microbiol.*, 43: 1256-1261.
- Schomberg, H.H., Steiner, J.L. 1999. Nutrient dynamics of crop residues decomposing on a fallow no-till soil surface. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 63: 607-613.
- Schomberg, H.H., Endale, D.M., Calegari, A., Peixoto, R., Miyazawa, M., Cabrera, M.L. 2006. Influence of cover crops on potential nitrogen availability to succeeding crops in a Southern Piedmont soil. *Biol. Fert. Soils*, 42: 299-307.
- Scianca, C., Varela, M.F., Barraco, M., Álvarez, C., Quiroga, A. 2013. Cultivos de cobertura en un Hapludol Thapto Árgico de la Pampa arenosa: análisis de cinco campañas. [Cap. 14] Pp.105-116. En: Álvarez, C. (et al.) Contribución de los cultivos de cobertura a la sustentabilidad de los sistemas de producción. 1a Ed. La Pampa, Ediciones INTA.
- Siegel S., Castellan N.J. 1988. Non parametric statistics for behavioral sciences. McGraw-Hill international, New York.
- Singh, B.B., Jones, J.P. 1976. Phosphorous sorption and desorption characteristics of soil as affected by organic residues. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 40: 389-394.
- Six, J., Elliott, E.T., Paustian, K. 2000. Soil microaggregate turnover and microaggregate formation: A mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biol. Biochem.*, 32: 2099-2013.
- Smith, M.S., Frye, W.W., Varco, J.J. 1987. Legume winter cover crops. Pp. 95-139 *Adv. Soil Sci.*, Vol. 7. Springer-Verlag, New York Inc.
- Snapp, S.S., Swinton, S.M., Labarta, R., Mutch, D., Black, J.R., et al. 2005. Evaluating cover crops for benefits, costs and performance within cropping system niches. *Agron. J.*, 97: 322-332.
- Soon, Y., Arshad, M. 2002. Comparison of the decomposition and N and P mineralization of canola, pea and wheat residues. *Biol. Fert. Soils*, 36: 10-17.
- Sridhar, K.R., Krauss, G., Bärlocher, F., Raviraja, N.S., Wennrich, R., Baumbach, R. 2002. Decomposition of alder leaves in two heavy metal polluted streams in Central Germany. *Aquat. Microb. Ecol.*, 26: 73-80.
- SSSA. 1997. Glossary of soil science term, Soil Science Society: Madison, Wisconsin, 134.
- Steele, M.K., Coale, F.J., Hill, R.L. 2012. Winter annual cover crop impacts on no-till soil physical properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 76: 2164-2173.
- Steiner, J.L., Schomberg, H.H., Unger, P.W., Cresap, J., 1999. Crop residue decomposition in no-tillage small-grain fields. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 63: 1817-1824.

- Stevenson F.J. 1986. Cycles of soil carbon, nitrogen, phosphorus, sulphur and micronutrients. John Willey & Sons, NY, USA.
- Stroo, H.F., Bristow, K.L., Elliott, L.F., Papendick, R.I., Campbell G.S., 1989. Predicting rates of wheat residue decomposition. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 53: 91–99.
- Syers, J.K. 1997. Managing soils for long-term productivity. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 352:1011–1021.
- Taboada, M.A., Micucci, F.G. Cosentino, D.J., Lavado, R.S. 1998. Comparison of compaction induced by conventional and zero tillage in two soils of the Rolling Pampa of Argentina. *Soil Till. Res.*, 49: 57 – 63.
- Taboada, M.A., Barbosa, O.A., Rodríguez, M.B., Cosentino, D.J. 2004. Mechanisms of aggregation in a silty loam under different simulated management regimes. *Geoderma*, 123: 233 – 244.
- Takeda, M., Nakamoto, T., Miyazawa, K., Murayama, T., Okada, H. 2009. Phosphorus availability and soil biological activity in an Andosol under compost application and winter cover cropping. *Appl. Soil Ecol.*, 42: 86-95.
- Teasdale, J.R., Mohler, C.L. 1993. Light transmittance, soil temperature, and soil moisture under residue of hairy vetch and rye. *Agron. J.*, 85: 673-680.
- Thorburn, P.J., Probert, M.E., Robertson, F.A. 2001. Modelling decomposition of sugarcane surface residues with APSIM–Residue. *Field Crops Res.*, 70: 223–232
- Thorup-Kristensen, K., Magid, J., Jensen, L.S. 2003. Catch crops and green manures as biological tools in nitrogen management in temperate zones. *Adv. Agron.*, 79: 227-302.
- Tisdall, J.M., Oades, J.M. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.*, 33: 141– 163.
- Trigo, E.J., Cap. E.J. 2003. The impact of the introduction of transgenic crops in Argentinean agriculture. *Ag Bio Forum*, 6: 87–94.
- Turner, B.L., Driessen, J.P., Haygarth, P.M., Mckelvie, I.D. 2003. Potential contribution of lysed bacterial cells to phosphorus solubilisation in two rewetted Australian pasture soils. *Soil Biol. Biochem.*, 35: 187-189.
- Umrit, G., Friesen, D.K. 1994. The effect of C: P ratio of plant residues added to soils of contrasting phosphate sorption capacities on P uptake by *Panicum maximum* (Jacq.). *Plant Soil*, 158: 275-285.
- Unger, P.W., McCalla, T.M. 1980. Conservation tillage systems. *Adv. Agron.*, 33: 1–58
- USDA. 1999. Guía para la Evaluación de la Calidad y Salud del Suelo. Departamento de Agricultura; Servicio de Investigación Agrícola; Servicio de Conservación de Recursos Naturales; Instituto de Calidad de Suelos.
- Vachon, K., Oelbermann, M. 2011. Crop Residue Input and Decomposition in a Temperate Maize-Soybean Intercrop System. *Soil Sci.*, 176: 157-163.

- Van Doren, D.M., Moldenhauer, W.C., Triplett, G.P. 1984. Influence of long-term tillage and crop rotation on water erosion. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 48: 636–640.
- Varela, M.F., Domínguez, J., Gutiérrez Boem, F., Taboada, M., Rubio, G. 2014. Cultivos de cobertura y rendimientos de cultivos de cosecha en la Región Pampeana. *Actas del XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*, Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina.
- Verhoef, H.A. 1995. Litterbag method, Pp. 485–487. En: Alef, K., Nannipieri, K. (Eds.), *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, London.
- Viglizzo, E.F., Jobbagy, E.G. 2010. Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental. Buenos Aires: Ediciones INTA.
- Viglizzo, E.F., Frank, F.C., Carreno, L.V., Jobbagy, E.G., Pereyra, H., et al. 2011. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biol.*, 17: 959–973.
- Villamil, M.B., Bollero, G.A., Darmody, R.G., Simmons, F.W., Bullock, D.G., 2006. No-till corn/soybean systems including winter cover crops. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 70: 1936–1944.
- Walkley, A., Black, A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.*, 37: 29–38.
- Whitbread, A., Blair, G., Konboon, Y., Lefroy, R., Naklang, K. 2003. Managing crop residues, fertilizers and leaf litters to improve soil C, nutrient balances, and the grain yield of rice and wheat cropping systems in Thailand and Australia. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 100: 251–263.
- White, R.E., Ayoub, A.T. 1983. Decomposition of plant residues of variable C/P ratio and the effect on soil phosphate availability. *Plant Soil*, 74: 163–173.
- Wieder, R.K., Lang, G.E. 1982. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. *Ecology*, 63: 1636–1642.
- Williams, S.M., Weil, R.R. 2004. Crop cover root channels may alleviate soil compaction effects on soybean crop. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 68: 1403–1409.
- Wright, A.L., Hons, F.M. 2004. Soil aggregation and carbon and nitrogen storage under soybean cropping sequences. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 68: 507–513.
- Yadvinder-Singh, Bijay-Singh, Timsina, J. 2005. Crop residue management for nutrient cycling and improving soil productivity in rice-based cropping systems in the tropics. *Adv. Agron.*, 85: 269–407.
- Yadvinder-Singh, Gupta, R.K., Jagmohan-Singh, Gurpreet-Singh, Gobinder-Singh, Ladha, J.K. 2010. Placement effects on rice residue decomposition and nutrient dynamics on two soil types during wheat cropping in rice–wheat system in northwestern India. *Nutr. Cycl. Agroecosys.*, 88: 471–480.
- Zhang, D., Hui, D., Luo, Y., Zhou, G. 2008. Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors. *J Plant Ecol*, 1: 85–93.

Zhu, C., Gantzer, C.J., Anderson, S.H., Alberts, E.E., Beuselinck, P.R. 1989  
Runoff, Soil, and Dissolved Nutrient Losses from No-Till Soybean with  
Winter Cover Crops. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 53: 1210-1214.

## APÉNDICE I

### Ajustes de modelos de decaimiento exponencial y comparación entre tratamientos mediante la utilización del Software R

A continuación se muestran los script utilizados en el software R para realizar los ajustes de los modelos de decaimiento exponencial y la comparación entre los tratamientos realizada en los capítulos 2 y 3 (Schabenberger 2009). El detalle corresponde al análisis de la variable “Biomasa remanente” en función de los días calendario, pero es equivalente para el resto de las variables analizadas (Pt, Pi y Po) y para la escala temporal que utiliza días de descomposición.

Los nombres de las variables se indican como: variable respuesta (bioreman), tiempo (días), y tratamiento (tratamiento).

```
bioreman<-datos$biorem  
dias<-datos$tiempo  
tratamiento<-datos$tratamiento
```

Variables indicadoras (dummy) asociadas a cada tratamiento:

```
D2<-as.numeric(datos$D2)  
D3<-as.numeric(datos$D3)
```

#### Parte 1- Evaluación del modelo a utilizar

Ajuste del modelo de decaimiento exponencial simple.

```
fit1<- nls(bioreman ~ 100*exp(-k*dias),start = list(k = 0.01), data = datos)  
fit1  
summary(fit1)
```

Ajuste del modelo de decaimiento exponencial asintótico

```
fit2<- nls((bioreman ~b+(100-b)*exp(-k*dias)),start = list(k = 0.01, b=19), data =  
datos)  
fit2  
summary(fit2)
```

Los modelos ajustados se comparan mediante test F:

```
anova(fit1,fit2)
```

Si el resultado es significativo, entonces se debe seleccionar el modelo que tenga menor suma de cuadrados residual. Si no da significativo se elige el que menor número de parámetros incluya.

#### Parte 2 - Evaluación del efecto de los tratamientos

Ajuste del modelo de decaimiento exponencial considerando los tratamientos. En ese modelo se considera como referencia al tratamiento 1 (avena), y se comparan los demás (centeno y raigrás) con este tratamiento.

```
fit3<- nls((bioreman ~ (b1+(b2*D2)+(b3*D3)))+(100-(b1+(b2*D2)+(b3*D3)))*exp(-(k1+(k2*D2)+(k3*D3))*dias)),start = list(k1=0.015,b1=15,k2=0.0107,b2=15,k3=0.005,b3=10), data = datos)
```

```
fit3
```

```
summary(fit3)
```

ANOVA para comparar si es necesario separar en tratamientos (si es significativo, entonces hay que separar los tratamientos).

```
anova(fit2,fit3)
```

Si el ANOVA es significativo, indica que se deben considerar los tratamientos, i.e., estimar más de un valor de  $k$  y/o de  $b$  para los distintos tratamientos.

### Parte 3 – Definición del modelo reducido, con las variables estadísticamente significativas

Si el ANOVA anterior es significativo, se estiman tantos valores de  $\kappa$  como valores significativos indique el resultado del modelo 3 (`summary(fit3)`). Por ejemplo, si el resultado indica que no hay diferencia entre los valores de  $k_1$ ,  $k_2$  y  $k_3$  estimados, entonces se ajusta un modelo con un solo valor de  $k$  y tres valores de  $b$ :

```
fit4<- nls((bioreman ~ (b1+(b2*D2)+(b3*D3)))+(100-(b1+(b2*D2)+(b3*D3)))*exp(-(k1)*dias)),start = list(k1=0.005,b1=15,b2=15,b3=10), data = datos)
```

```
fit4
```

```
summary(fit4)
```

```
confint(fit4)
```

El ANOVA a continuación se realiza para verificar que el número de parámetros incluidos en el modelo es correcto. Si es no significativo, entonces hay que usar el modelo con menos parámetros (en este caso, el modelo 4, que estima un solo valor de  $k$  compartido entre los distintos tratamientos). Si es significativo, indica que hay que incluir más parámetros para explicar mayor porcentaje de la variabilidad. .

```
anova(fit3,fit4)
```

De acuerdo al resultado del ajuste del modelo 4 (`summary(fit4)`) se definen la cantidad de valores  $b$  que corresponde estimar. Por ejemplo, si el resultado indica que  $b_1$  y  $b_2$  no son estadísticamente diferentes, entonces sólo sería necesario estimar dos plateau:

```
fit5<- nls((bioreman ~ (b1+(b3*D3)))+(100-(b1+(b3*D3)))*exp(-(k1)*dias)),start = list(k1=0.005,b1=15,b3=15), data = datos)
```

```
fit5
```

```
summary(fit5)
```

```
confint(fit5)
```

El ANOVA a continuación se interpreta de la misma forma que lo explicado anteriormente. Si es no significativo, se elige el modelo 5, que estima dos valores de  $b$ :  $b_1$ , compartido entre los tratamientos 1 y 2, y  $b_3$ , correspondiente al tratamiento 3). Si es significativo, entonces corresponde utilizar un modelo con más parámetros.

```
anova(fit4,fit5)
```

Los análisis anteriores se repitieron considerando como referencia otro de los tratamientos, por ejemplo, centeno. En ese caso, se compararon los tratamientos avena y raigrás con centeno.



Una vez definido el modelo adecuado, con la cantidad de parámetros estadísticamente significativos, se realizaron las pruebas de diagnóstico del modelo.

```
library(nlstools)

res<-nlsResiduals (fit5)

test.nlsResiduals(res)

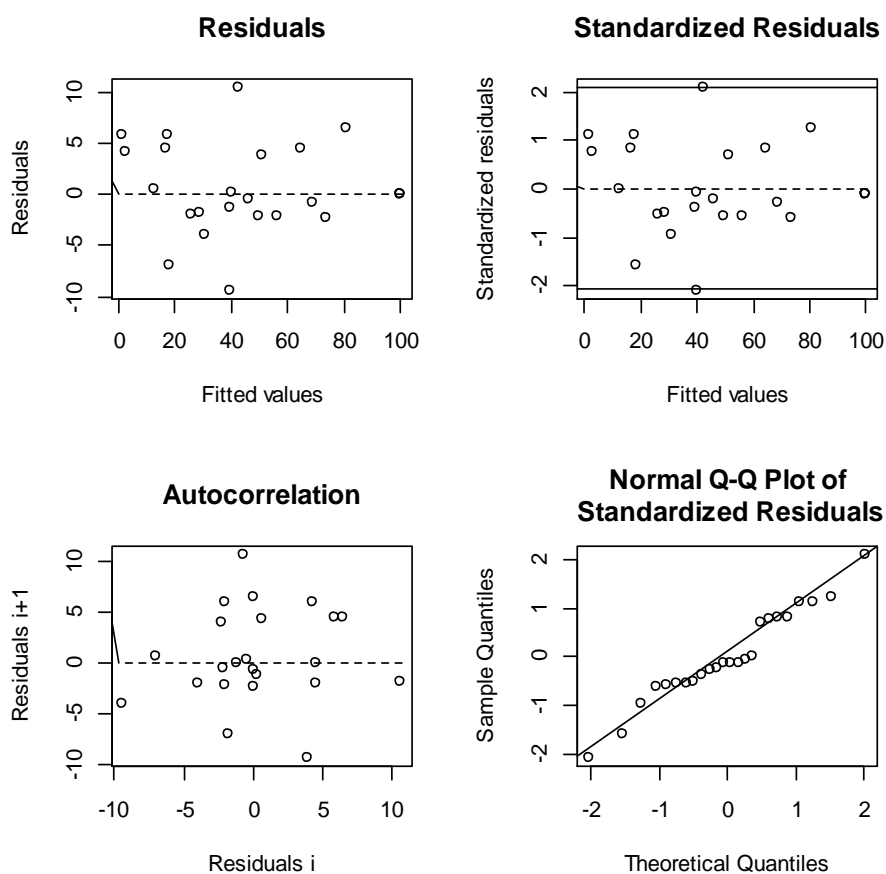
plot(res, which = 0)

plot(res, which = 6)

r<-residuals(fit5)

shapiro.test(r)
```

Por ejemplo, para los datos de Biomasa remanente del período 2009/10, los gráficos obtenidos son los siguientes:



También se calculó el valor de  $R^2$ , asumiéndolo como una aproximación lineal. Para ello, se calculó la suma de cuadrados de la regresión (o suma de cuadrados de los residuos), la suma de cuadrados totales, y el error estándar de la regresión.

```
# Suma de cuadrados de la regresión (o suma de cuadrados de los residuos):

SC.reg <- fit5$m$deviance()

SC.reg

# Suma de cuadrados totales:
```

```
SC.tot <- sum((bioreman[1:length(bioreman)]-mean(bioreman))^2)

SC.tot

# Error estándar de la regresión (o desviación estándar de la regresión):

Sy.x <- summary(fit5)$sigma

Sy.x

# Coeficiente de determinación (asumiéndolo sólo como una aproximación lineal):

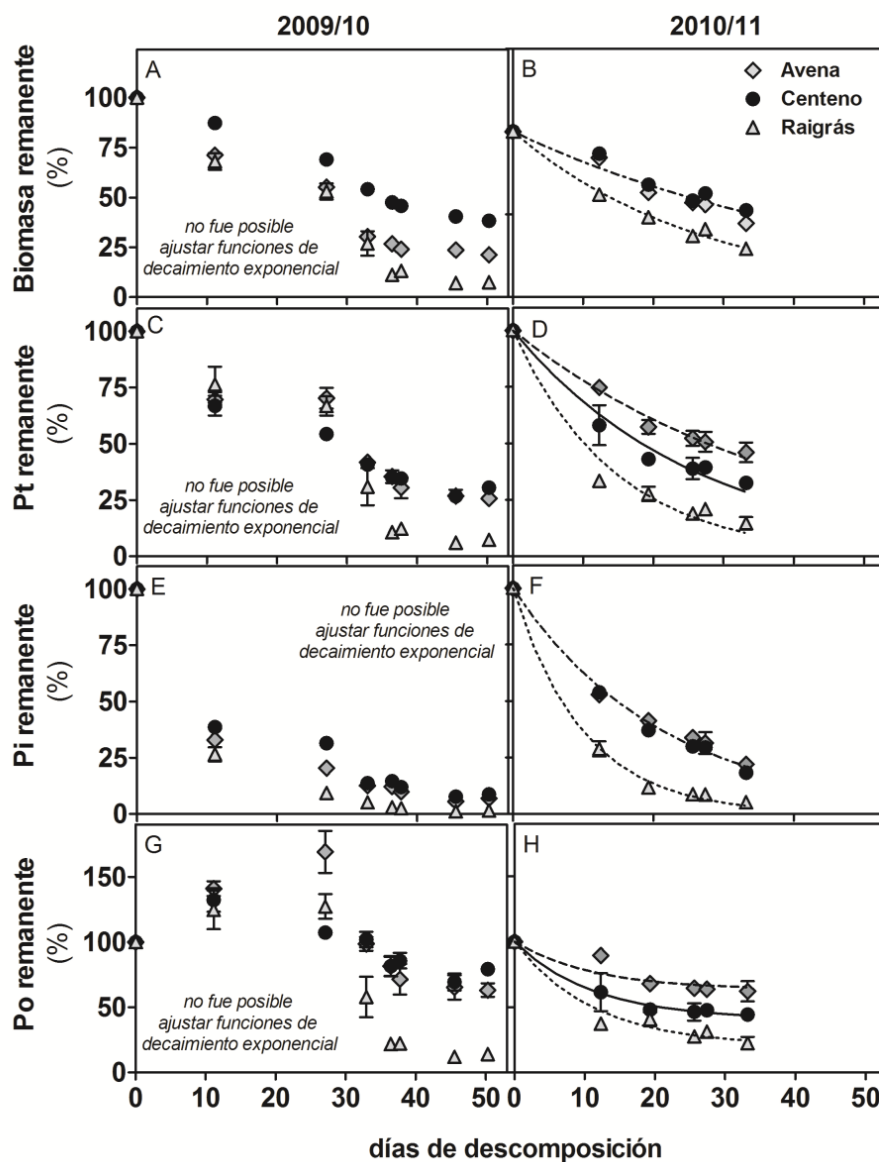
R.cuadrada <- 1-(SC.reg/SC.tot)

R.cuadrada
```

## APÉNDICE II

### Ajustes de modelos de decaimiento exponencial para los residuos de CC utilizando días de descomposición como escala temporal

A continuación se muestra el ajuste de las funciones de descomposición de biomasa y liberación de las fracciones de P desde los residuos de los CC utilizando como escala temporal los días de descomposición (Figura 1.).



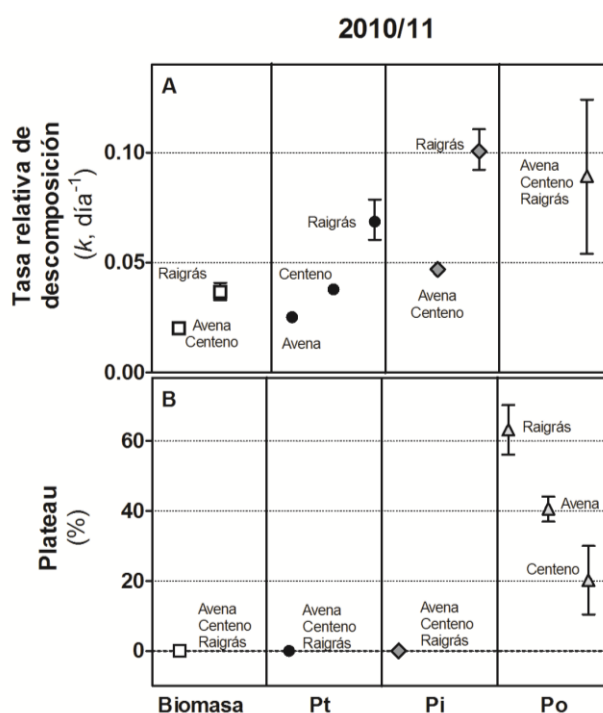
**Figura (Apéndice II) 1.** Evolución de la biomasa remanente de las distintas especies de cultivos de cobertura en función de los días de descomposición durante los periodos de descomposición 2009/10 y 2010/11. Los puntos muestran los datos experimentales (promedio,  $n = 4$ ), las barras verticales el error estándar, y las líneas el modelo de decaimiento exponencial ajustado para cada set de datos.

No fue posible ajustar funciones de decaimiento exponencial simple o asintótico para ninguna de las variables medidas en los residuos en el periodo 2009/10. En el Cuadro 1 se muestran los parámetros de las funciones ajustadas. La metodología de ajuste utilizada fue la misma que la descrita en el capítulo 2 y en el Apéndice I.

**Cuadro (Apéndice II) 1.** Parámetros de las funciones de decaimiento exponencial ajustados a la biomasa, P total (Pt), P soluble inorgánico (Pi) y P orgánico (Po) remanente de los residuos de los cultivos de cobertura en el período 2010/11. El modelo completo muestra un parámetro para cada especie de cultivo de cobertura y el modelo reducido, los parámetros compartidos entre especies luego de comparar los modelos mediante test F ( $\alpha = 0,05$ ). Se indica el valor del Pseudo- $R^2$  para el modelo reducido.

		modelo completo		modelo reducido		
2010/11		k	plateau	k	plateau	$R^2$
Biomasa	Avena	0,0219	0,0	0,0202	0,0	0,97
	Centeno	0,0186	0,0			
	Raigrás	0,0367	0,0			
Pt	Avena	0,0251	0,0	0,0251	0,0	0,89
	Centeno	0,0378	0,0			
	Raigrás	0,0686	0,0			
Pi	Avena	0,0427	0,0	0,0469	0,0	0,99
	Centeno	0,0460	0,0			
	Raigrás	0,0928	0,0			
Po	Avena	0,0167	3,4	0,0894	63,2	0,96
	Centeno	0,0949	41,5		40,6	
	Raigrás	0,1265	26,2		20,2	

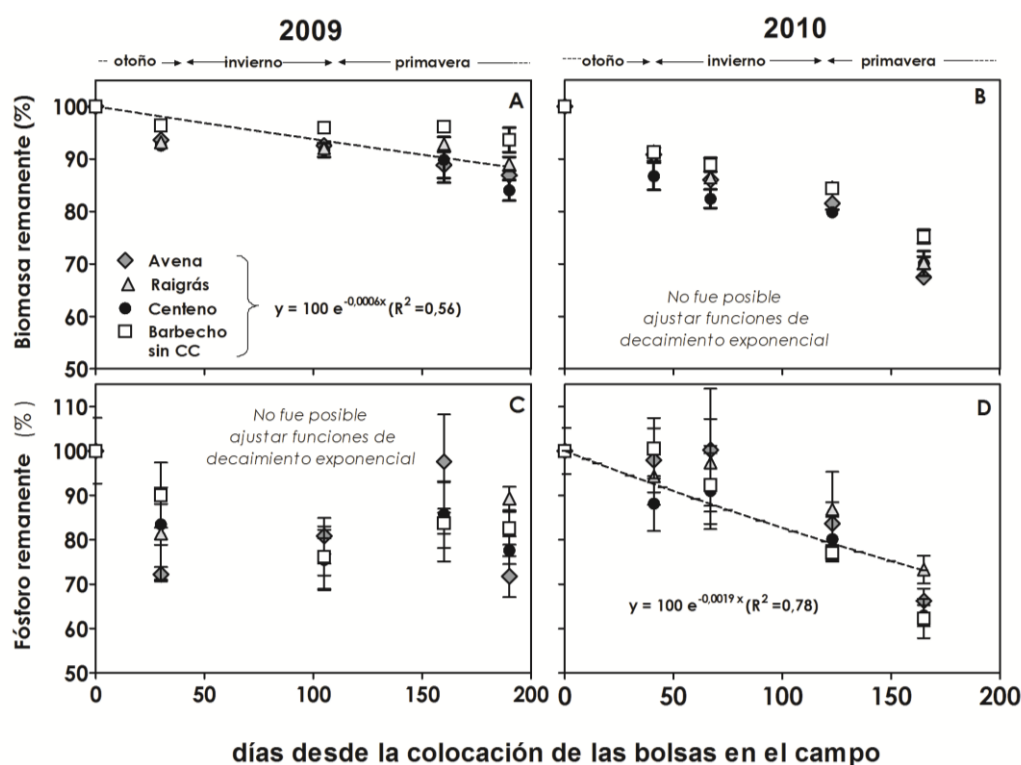
En la Figura 2 se muestran los intervalos de confianza para cada uno de los parámetros ajustados.



**Figura (Apéndice II) 2.** Tasas relativas de descomposición ( $k$ ) y plateau estimados para la biomasa, P total (Pt), P orgánico (Po) y P inorgánico soluble (Pi) de los residuos de los cultivos de cobertura calculados utilizando días de descomposición como escala temporal, durante el período de descomposición 2010/11. Los parámetros que se comparten entre especies se indican al lado de cada punto. Los puntos representan los valores estimados de  $k$  o del plateau por el modelo reducido de decaimiento exponencial y las barras verticales, el intervalo de confianza (95%) de cada estimación

### Ajustes de modelos de decaimiento exponencial para los residuos de soja utilizando días calendario como escala temporal

A continuación se muestra el ajuste de las funciones de descomposición de biomasa y liberación de P desde residuos de soja utilizando como escala temporal los días calendario (Fig. 3). Según esta escala, sólo fue posible ajustar modelos de decaimiento exponencial para biomasa remanente en el año 2009 y para P remanente en el año 2010. En ninguno de los casos fue posible distinguir entre tratamientos.



**Figura (Apéndice II) 3.** Evolución de la biomasa y el P remanente de soja en los tratamientos con y sin cultivos de cobertura en función de los días calendario, durante los períodos de descomposición 2009 y 2010. Los puntos muestran los datos experimentales (promedio,  $n = 4$ ), las barras verticales el error estándar, y las líneas el modelo de decaimiento exponencial ajustado para cada set de datos.

Los modelos de decaimiento exponencial suponen que el ordenamiento de los datos presenta una disminución de los resultados en las ordenadas para los primeros valores de las abscisas y que esta disminución resulta más gradual a medida que se avanza en el eje de las abscisas. En el caso de los resultados de descomposición de residuos de CC, las condiciones de alta temperatura y humedad correspondientes a las primeras instancias de la descomposición (meses de verano) garantizaron una disminución inicial de la biomasa. Las condiciones ambientales de los meses posteriores (otoño e invierno), se relacionan con la disminución gradual de la descomposición. En el período 2010/11 fue posible ajustar las funciones de decaimiento exponencial tanto con la escala de días calendario como de días de descomposición. Sin embargo, en el período 2009/10 el ordenamiento de los datos en la escala de días de descomposición produjo una configuración tal que no fue posible ajustar las funciones de decaimiento exponencial. Probablemente esto tenga relación con factores climáticos que afectan la descomposición y que no son considerados correctamente en los algoritmos propios del cálculo de los días de descomposición.

Para el caso de los resultados de descomposición de rastrojos de soja, sin embargo, los meses iniciales corresponden al período invernal, en el que la descomposición se encuentra restringida tanto por la temperatura como por la humedad, y luego continúa con los meses primaverales, más cálidos y húmedos, en los que se reactiva la descomposición. En estas condiciones, la descomposición comenzaría lentamente y se reactivaría posteriormente en el tiempo. En este caso, el cálculo de días de descomposición permitió modificar el tiempo calendario transcurrido en función de estas condiciones, de modo tal que fue posible la evaluación de la descomposición mediante el uso de modelos de decaimiento exponencial.